

Trabajo Fin de Grado

Evaluación de la reforestación en los montes de La Zoma (Teruel) después de un incendio forestal

Evaluation of the reforestation in La Zoma's hills (Teruel) after a wildfire

Autor

Enrique Gimeno Martínez

Directores

José Manuel Nicolau Ibarra

Ramón Juan Reiné Viñales

GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR DE HUESCA

2018

Agradecimientos

Querría agradecer a mis padres su apoyo de todo tipo durante la realización de este Trabajo de Fin de Grado.

Me gustaría agradecer a José Manuel Nicolau Ibarra y Ramón Juan Reiné Viñales el tiempo dedicado y los conocimientos brindados, sin los cuales este trabajo no habría sido posible.

Agradecer también a Raúl, mi compañero de muestreo, los buenos momentos pasados. No hubiese sido lo mismo sin ti.

Por último, a mis dos gatos, por su inestimable aunque interesada compañía durante la redacción de este trabajo.

Resumen

El presente Trabajo de Fin de Grado se enmarca dentro del proyecto “Plantando Agua”, impulsado por la empresa *Coca-cola* y gestionado por la Fundación de Ecología y Desarrollo (ECODES), bajo la dirección científica de la Universidad de Zaragoza. Su finalidad es la recuperación de 1.234 hectáreas dentro del área quemada en el incendio de Aliaga-Ejulve (Teruel) en 2009. Los dos objetivos de este trabajo son: la estimación de la supervivencia en el tercer año de la plantación realizada en 2014 (rodales 5, 10 y 13) y en el segundo año de la realizada en 2015 (rodales 9 y 13') y el análisis general de la evolución de las actuaciones de plantación realizadas en 2014 y 2015. Para su consecución, se llevó a cabo un muestreo de la supervivencia tras el verano de 2017 sobre toda el área plantada hasta la fecha, sobre el cual se realizó un análisis estadístico. Los resultados obtenidos muestran una supervivencia del conjunto del área de estudio del 65,46%. La mortalidad registrada en 2017 ha sido mayor de lo esperado, tanto por lo que respecta al tercer año de la plantación de 2014 -equivalente a su segundo año- como al segundo año de la de 2015 -mayor que el segundo de la de 2014-; todo ello a pesar de registrarse más del doble de precipitaciones en el verano de 2017 frente al de 2016. Las especies con mayor éxito han sido: *J. phoenicea*, *J. oxycedrus* y *C. monogyna*, con supervivencias por encima del 90%. Las unidades ambientales importadoras de recursos presentan mayor supervivencia que las exportadoras. Este factor es especialmente importante en el caso de *P. sylvestris* y *Q. faginea*. La supervivencia fue mayor en los rodales con mayor altitud. La mayor mortalidad registrada corresponde al *P. sylvestris* en la unidad ambiental de carácter exportador “Ladera de solana” en lo que parece ser influencia del cambio climático. Por último, se observan diferencias entre rodales, destacando por su alta tasa de supervivencia el 9 (91,39%) y por su baja el 13' y 5 (50%).

Palabras clave

Evaluación - Seguimiento - Supervivencia - Repoblación forestal - La Zoma

Abstract

This Final Degree Project is included into "Plantando Agua" Project, developed by the company *Coca-cola* along with the foundation Ecology and Development (ECODES), supervised by the University of Zaragoza's scientific direction. It's goal is the restoration of 1.234 hectares of the land burnt in the fire of Aliaga-Ejolve (Teruel) in 2009. Objectives of this Project are: survival estimation of the third year of the plantation carried out in 2014 (rodals 5, 10 and 13) and of the second year of the one carried out in 2015 (rodals 9 and 13') and the general analysis about both of them. To achieve it, a survival sample was made after summer of 2017 over the whole area repopulated, with his correspondent statistical analysis. Obtained results show a global survival of 65,46%. Even though it rained more in summer of 2017, his mortality was higher, influencing in the third year of 2014's reforestation and in the second of 2015's reforestation. Most successful species had been: *J. phoenicea*, *J. oxycedrus* y *C. monogyna*, all of them above 90% survival. Environmental units importer of resources show higher survival than exporter ones. This is particularly important in *P. sylvestris* and *Q. faginea*. Higher altitude areas had less mortality. Highest registered death rate belongs to *P. sylvestris* in exporter "sunny slope" environmental unit, probably as a result of climate change influence. Last but not least, there are differences between rodals, highlighting number 9 by its success (above 91,39%) and number 13' and 5 by the opposite (50% approximately).

Key words

Evaluation - Tracing - Survival - Reforestation - La Zoma

ÍNDICE GENERAL

1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	<u>01</u>
1.1 INCENDIOS FORESTALES: CAUSAS Y EFECTOS	01
1.1.1. EFECTOS SOBRE LA VEGETACIÓN	01
1.1.2. EFECTOS SOBRE EL SUELO	01
1.2. INCENDIOS FORESTALES EN ESPAÑA	02
1.3. RESTAURACIÓN ECOLÓGICA: QUÉ ES Y POR QUÉ ES NECESARIA	03
1.4. INCENDIO ALIAGA – EJULVE Y PROYECTO “PLANTANDO AGUA”	04
1.5. OTROS ESTUDIOS REALIZADOS EN LA ZONA	06
1.6. OBJETIVOS	07
2. <u>MATERIAL Y MÉTODOS</u>	<u>08</u>
2.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	08
2.1.1. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	08
2.1.2. CLIMATOLOGÍA	09
2.1.3. GEOLOGÍA Y EDAFOLOGÍA	11
2.1.4. VEGETACIÓN	11
2.2. DESCRIPCIÓN DEL MUESTRO DE LA SUPERVIVENCIA	15
2.3. TRATAMIENTO DE LOS DATOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO	20
3. <u>RESULTADOS</u>	<u>22</u>
3.1. SUPERVIVENCIA GLOBAL EN EL ÁREA DE ESTUDIO	22
3.1.1. SUPERVIVENCIA GLOBAL EN LA PLANTACIÓN DE 2014	23
3.1.2. SUPERVIVENCIA GLOBAL EN LA PLANTACIÓN DE 2015	24
3.2. SUPERVIVENCIA POR ESPECIES EN EL ÁREA DE ESTUDIO	24
3.2.1. SUPERVIVENCIA POR ESPECIES EN LA PLANTACIÓN DE 2014	25
3.2.2. SUPERVIVENCIA POR ESPECIES EN LA PLANTACIÓN DE 2015	26
3.3. SUPERVIVENCIA POR UNIDADES AMBIENTALES EN EL	

ÁREA DE ESTUDIO	27
3.3.1. SUPERVIVENCIA POR UNIDADES AMBIENTALES EN LA PLANTACIÓN DE 2014	28
3.3.2. SUPERVIVENCIA POR UNIDADES AMBIENTALES EN LA PLANTACIÓN DE 2015	29
3.3.3. SUPERVIVENCIA POR UNIDADES AMBIENTALES EN EL ÁREA DE ESTUDIO SEGÚN ESPECIES	30
3.4. SUPERVIVENCIA POR ALTITUD EN EL ÁREA DE ESTUDIO	30
3.5. SUPERVIVENCIA POR RODALES EN EL ÁREA DE ESTUDIO	31
4. <u>DISCUSIÓN</u>	<u>32</u>
5. <u>CONCLUSIONES</u>	<u>38</u>
6. <u>BIBLIOGRAFÍA</u>	<u>40</u>
7. <u>ANEXOS</u>	

Anexo 1: Excel muestreo de octubre de 2017. Fuente: Elaboración propia.

Anexo 2: Excel muestreo de octubre de 2016. Fuente: Elaboración propia.

Anexo 3: Excel muestreo de julio de 2016. Fuente: Elaboración propia.

Anexo 4: Excel muestreo de octubre de 2015. Fuente: Elaboración propia.

Anexo 5: Excel muestreo de julio de 2015. Fuente: Elaboración propia.

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

Figura 1. Número de siniestros por grupos de causas, 2001-2010. Fuente: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente	02
Figura 2. Representación gráfica del modelo conceptual de Restauración Ecológica según Bradshaw (1984)	04
Figura 3. Mapa del proyecto Plantando Agua zonificado por rodales. Fuente: Contratas Ancar, 2013, elaboración propia	05
Figura 4. Localización La Zoma, Teruel. Fuente: Elaboración propia	08
Figura 5. Delimitación de los rodales estudiados. Fuente: Contratas Ancar	09
Figura 6. Gráfico del régimen mensual de precipitaciones de las estaciones cercanas al área de estudio (1986-2013). Fuente: Contratas Ancar, 2013	10
Figura 7. Gráfico de temperaturas medias mensuales de las estaciones cercanas al área de estudio (1986-2013). Fuente: Contratas Ancar, 2013	10
Tabla 1. Requerimientos de las especies de posible introducción. Fuente: Contratas Ancar, 2013	13
Tabla 2. Características ecológicas de los rodales a repoblar. Fuente: Contratas Ancar, 2013	14
Tabla 3. Selección de especies por rodales y con densidades. Fuente: Contratas Ancar, 2013	14
Figura 8. Delimitación de las unidades ambientales de los Rodales 5 y 10. Fuente: Edo, 2016	16
Figura 9. Delimitación de las unidades ambientales del Rodal 13. Fuente: Edo, 2016	17
Figura 10. Ejemplo toma de datos supervivencia. Fuente: Elaboración propia	19
Figura 11. Mediciones realizadas. Fuente: Elaboración propia	20
Figura 12. Ejemplo de prueba Chi-cuadrado de Pearson realizada. Fuente: Elaboración propia	21
Figura 13. Resultados muestreo después de verano del 2017. Fuente: Elaboración propia	22
Figura 14. Supervivencia por años en el área de estudio. Fuente: Elaboración propia	23
Figura 15. Supervivencia por años en la plantación de 2014, rodales 5, 10 y 13. Fuente: Elaboración propia	24

Figura 16. Supervivencia por años en la plantación de 2015, rodales 9 y 13'. Fuente: Elaboración propia	24
Figura 17. Supervivencia por especies en 2017 para las plantaciones de 2014 y 2015. Fuente: Elaboración propia	25
Tabla 4. Supervivencia y tamaño muestral del muestreo de la plantación de 2014, año 2017. Fuente: Elaboración propia.	26
Tabla 5. Supervivencia y tamaño muestral del muestreo de la plantación de 2015, año 2017. Fuente: Elaboración propia.	27
Figura 18. Supervivencia de las unidades ambientales importadoras frente a las exportadoras en el área de estudio. Fuente: Elaboración propia	28
Figura 19. Supervivencia de las unidades ambientales importadoras frente a las exportadoras en la plantación de 2014. Fuente: Elaboración propia	29
Figura 20. Supervivencia de las unidades ambientales importadoras frente a las exportadoras en la plantación de 2015. Fuente: Elaboración propia	29
Figura 21. Supervivencia entre especies según su localización en unidades ambientales importadoras o exportadoras, año 2017. Fuente: Elaboración propia	30
Figura 22. Supervivencia del área de estudio según la latitud. Fuente: Elaboración propia	31
Figura 23. Supervivencia de los rodales en el área de estudio, año 2017. Fuente: Elaboración propia	31
Figura 24. Carácter de la precipitación, años 2016 y 2017. Fuente: Agencia Estatal de Meteorología, elaboración propia	34
Figura 25. Precipitación acumulada en los veranos de 2016 (85 mm) y 2017 (189,4 mm). Fuente: Agencia Estatal de Meteorología, elaboración propia	35
Figura 26. Temperaturas máximas y mínimas en los veranos de 2016 y 2017. Fuente: Agencia Estatal de Meteorología, elaboración propia	35

1. INTRODUCCIÓN

1.1 INCENDIOS FORESTALES: CAUSAS Y EFECTOS

Está demostrado que el fuego ha tenido un importante papel en los procesos que gestionan los ecosistemas desde hace 400 millones de años (Bodí *et al.*, 2012). La configuración de ecosistemas como los bosques mediterráneos, entre otros, es debida a su acción, además de por motivos climáticos (Bond *et al.*, 2004, Bodí *et al.*, 2008).

En circunstancias de fuegos reiterados, son las especies con algún mecanismo de resistencia a estos las que perduran, llegando a desarrollar dispositivos de reproducción y morfología para resistirlo e incluso favorecerlos en un régimen concreto de recurrencia (Pyne, 2001).

Sus efectos varían incluso dentro de una misma zona, debido a su litología, régimen de precipitación, orientación o usos del suelo (Neary *et al.*, 1999, Kutiel, 2006), aunque sus efectos, generalizando, son:

1.1.1 EFECTOS SOBRE LA VEGETACIÓN

Según su resistencia al fuego, se distinguen dos grandes grupos de especies vegetales: las rebrotadoras y las germinadoras. Las primeras tienen la capacidad de rebrotar tras un incendio, mientras que en las segundas mueren los individuos, pero no las semillas.

El rebrote es uno de los mejores mecanismos de resistencia al fuego y está muy presente en especies típicas de la cuenca mediterránea, como por ejemplo en el *Quercus ilex* y *Juniperus oxycedrus*, utilizados en la restauración que este trabajo estudia. Las especies germinadoras, por otro lado, pueden estar adaptadas a los incendios mediante semillas cuya dispersión está estimulada por el calor. Es el ejemplo del *Pinus pinaster* y *Pinus halepensis*, también utilizados en esta restauración, que permiten una rápida regeneración del pinar al abrirse sus piñas con el calor y dispersar sus piñones (Arianoutsou *et al.*, 1993).

Los ecosistemas mediterráneos tienen una alta resiliencia a los incendios forestales, es decir, tienen una alta capacidad de volver a las condiciones anteriores al fuego. Cuando un régimen de incendios determinado permanece en un ecosistema durante un largo periodo de tiempo, se produce una relación entre la resiliencia de las especies y este régimen (Lloret y Zedler, 2009). Los incendios provocados por el hombre producen una alteración en este régimen de incendios, haciéndolos cada vez más recurrentes, y pudiendo tener impactos importantes en la sostenibilidad de estos ecosistemas (Pausas y Keeley, 2009).

1.1.2 EFECTOS SOBRE EL SUELO

El suelo es el componente básico del ecosistema forestal. La temperatura alcanzada durante el incendio es el factor principal en la determinación de los cambios directos producidos sobre este (Neary *et al.*, 1999).

El pH y la conductividad eléctrica aumentan debido al aporte de carbonatos, cationes básicos y óxidos procedentes de las cenizas, las cuales también enriquecen el suelo con

nutrientes (Ca, Mg, K, Na, P). Este aporte de nutrientes es el mayor factor de crecimiento de la vegetación en los ecosistemas mediterráneos (Kutiel y Naveh, 1987).

La cantidad de materia orgánica disponible en el suelo tras un incendio es responsable del cambio de la cantidad de carbono orgánico y de la estabilidad de los agregados. En incendios de baja intensidad, el carbono orgánico puede aumentar debido a la vegetación parcialmente quemada, en cambio, en los de alta intensidad, puede disminuir (Mataix-Solera *et al.*, 2002). A su vez, la estabilidad de los agregados disminuye generalmente cuando se pierde materia orgánica (Cerdà, 1993; DeBano *et al.*, 1998; Badia y Martí, 2003).

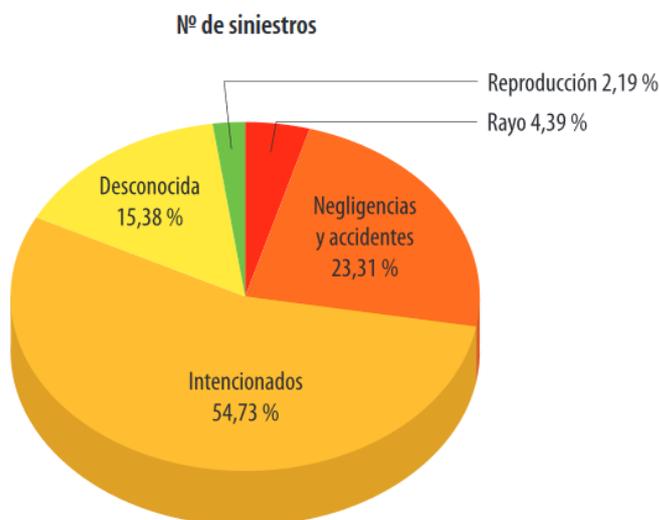
La desaparición de la cubierta vegetal tras un incendio, la adición de cenizas y el ennegrecimiento del suelo suponen efectos indirectos como cambios microclimáticos en la humedad edáfica, temperatura y radiación solar (Raison *et al.*, 2009). Estos efectos pueden beneficiar la recuperación del ecosistema al reducir la competencia, aumentar la luz y la cantidad de nutrientes o desfavorecerla al aumentar la erosión y disminuir la infiltración (Neary *et al.*, 1999).

Por último, la escorrentía es nula inmediatamente después del incendio debido al depósito de cenizas, pero su pérdida o encostramiento produce un incremento sustancial de esta tasa aumentando la erosión hasta que la vegetación se recupere.

En resumen, los incendios son una perturbación natural presente en la Tierra desde hace millones de años con un importante papel sobre los procesos que gestionan sus ecosistemas. Ecosistemas como el de los bosques mediterráneos se han adaptado a ellos, siempre y cuando ocurran en un régimen determinado. Sin embargo, son cada vez menos los incendios naturales y más los provocados por el hombre, lo que produce alteraciones en estos regímenes y por tanto impactos importantes en la sostenibilidad de los ecosistemas.

1.2 INCENDIOS FORESTALES EN ESPAÑA

Concretamente en España, el 78% del total de los incendios que ocurrieron en el decenio 2001-2010 tuvieron origen antrópico, debidos tanto a negligencias o causas accidentales, como



Reproducción 2,19 %
Rayo 4,39 %

Intencionados 54,73 %
Negligencias y accidentes 23,31 %
Desconocida 15,38 %

Los intencionados son los más comunes, representando el 54,73% del total y el 60% de la superficie afectada, frente a los debidos a negligencias y accidentes, responsables del 23,31% de los siniestros y del 23,15% de la superficie afectada (Figura 1):

Figura 1. Número de siniestros por grupos de causas, 2001-2010.
Fuente: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

1.3 RESTAURACIÓN ECOLÓGICA: QUÉ ES Y POR QUÉ ES NECESARIA

La restauración ecológica, según la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER), es el proceso de ayuda a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido. Sus objetivos pueden ser múltiples, desde la recuperación de un paisaje cultural, hasta el establecimiento de un ecosistema resiliente frente a perturbaciones (Cortina *et al.*, 2006), devolviendo con ello los servicios ambientales perdidos tras, en nuestro caso, un incendio.

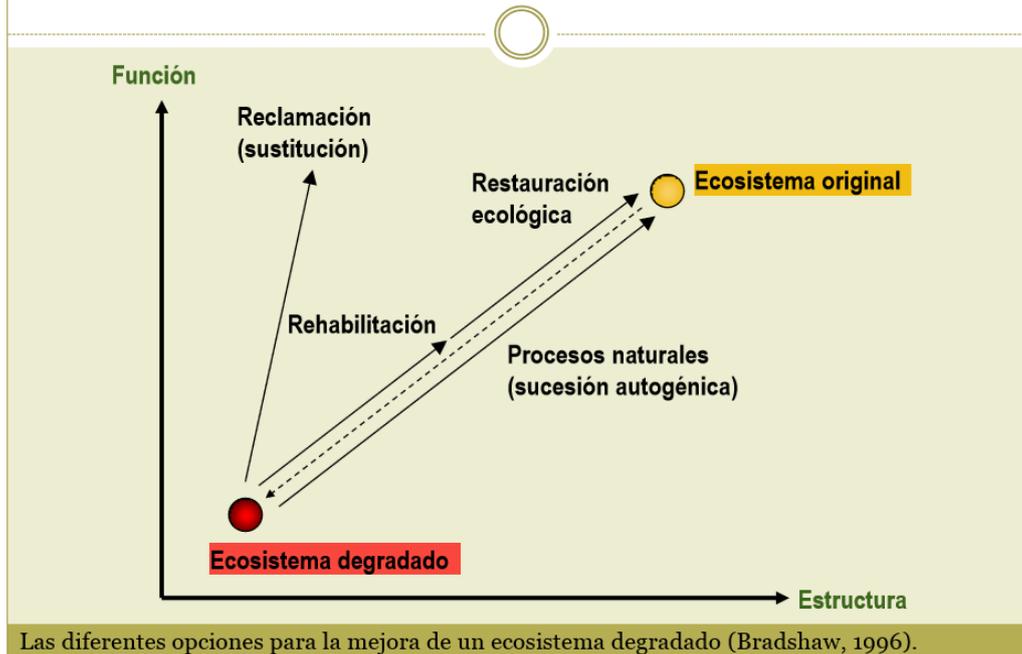
Los servicios ambientales se definen como funciones de la naturaleza que, aprovechadas por el ser humano, contribuyen a su bienestar. La degradación de ecosistemas conlleva a su vez una disminución de servicios ambientales que nos afecta directamente.

Los bosques nos otorgan servicios ambientales como la conservación de la biodiversidad, la protección del suelo y de las cuencas hidrográficas, la fijación de carbono y actividades culturales y de ocio.

Existen diferentes opciones para la mejora o restauración de un ecosistema degradado (Bradshaw, 1996):

- Restauración activa: con la intervención del hombre enfatizando en la reparación de procesos naturales. A su vez se distinguen:
 - Reclamación o sustitución: el ecosistema final no es el original y se denomina sistema novel.
 - Restauración ecológica o rehabilitación: el ecosistema final es el original.
- Restauración pasiva: sucesión autogénica a través de procesos naturales sin la intervención del hombre. El umbral natural de irreversibilidad no debe de haber sido superado, las trayectorias sucesionales han de estar bien identificadas, no deben de haberse modificado los procesos sucesionales y se debe de disponer de suficiente tiempo.

Principios teóricos



Las diferentes opciones para la mejora de un ecosistema degradado (Bradshaw, 1996).

Figura 2. Representación gráfica del modelo conceptual de Restauración Ecológica según Bradshaw (1984).

En el caso del bosque mediterráneo y el fuego, la restauración no es siempre necesaria, siendo justificable y efectiva la no actuación post-incendio si el riesgo de degradación del suelo y vegetación no es elevado, pues la ejecución de repoblaciones puede provocar más daño al suelo que el propio incendio (Bodí *et al.*, 2012).

La política forestal tradicional en la cuenca mediterránea ha estado basada durante muchos años en la replantación de bosques monoespecíficos de pino, siendo algunos muy inflamables (Pausas *et al.*, 2008).

1.4 INCENDIO DE ALIAGA – EJULVE Y PROYECTO “PLANTANDO AGUA”

El incendio de Aliaga-Ejulve, que afectó a la Comarca de las Cuencas Mineras (Teruel), comenzó en verano del 2009 tras una tormenta eléctrica y quemó más de 7.300 ha, convirtiéndose en el más extenso de España ese año.

La empresa *Coca-cola*, que gestiona el manantial de Fuenmayor localizado en la zona afectada a través de su marca *Aquabona*, ha impulsado el proyecto “Plantando Agua” para la recuperación de 1.234 hectáreas repartidas entre los términos municipales de La Zoma, Cañizar del Olivar y Castel de Cabra.

El proyecto es gestionado por la Fundación de Ecología y Desarrollo (ECODES) y cuenta con la dirección científica de la Universidad de Zaragoza.

Su objetivo es la restauración del monte quemado enfocada a conseguir un bosque que pueda hacer frente a los retos del siglo XXI: el cambio climático, la protección frente a nuevos incendios forestales y el equilibrio entre el bosque y los ungulados silvestres, todo ello dentro del manejo del agua azul y agua verde (la disponible para la sociedad a través de ríos y acuíferos y la consumida por la vegetación natural y cultivos, respectivamente), para cumplir

así con el objetivo que *Coca-cola* se propone de devolver a la naturaleza el agua que utiliza con sus productos.

La superficie quemada era mayoritariamente forestal, estando 6.658 ha de las 7.301 ha quemadas clasificadas como tal, y había sido históricamente aprovechada para leñas, carbones y maderas, así como cultivos y pastoreo. Es por esto necesario considerar que el paisaje vegetal de la zona ha sido fruto no solo de factores ecológicos, sino también humanos, densificándose los subpisos y estratos bajos cuando la presión ejercida por el hombre disminuyó, y aumentando así la incidencia de incendios forestales (Contratas Ancar, 2013).

El proyecto, que se inició en 2013, se fundamenta en el Plan Director, redactado a partir de los criterios básicos acordados por los diferentes agentes implicados en un Taller de Expertos realizado en 2014.

Hasta el momento se han realizado tres campañas de plantación, en las que se ha repoblado las zonas marcadas con los colores azul (año 2014, rodales 5, 10 y 13), rojo (año 2015, rodales 9 y 13') y verde (año 2017, rodal 11), tal y como muestra el siguiente mapa:

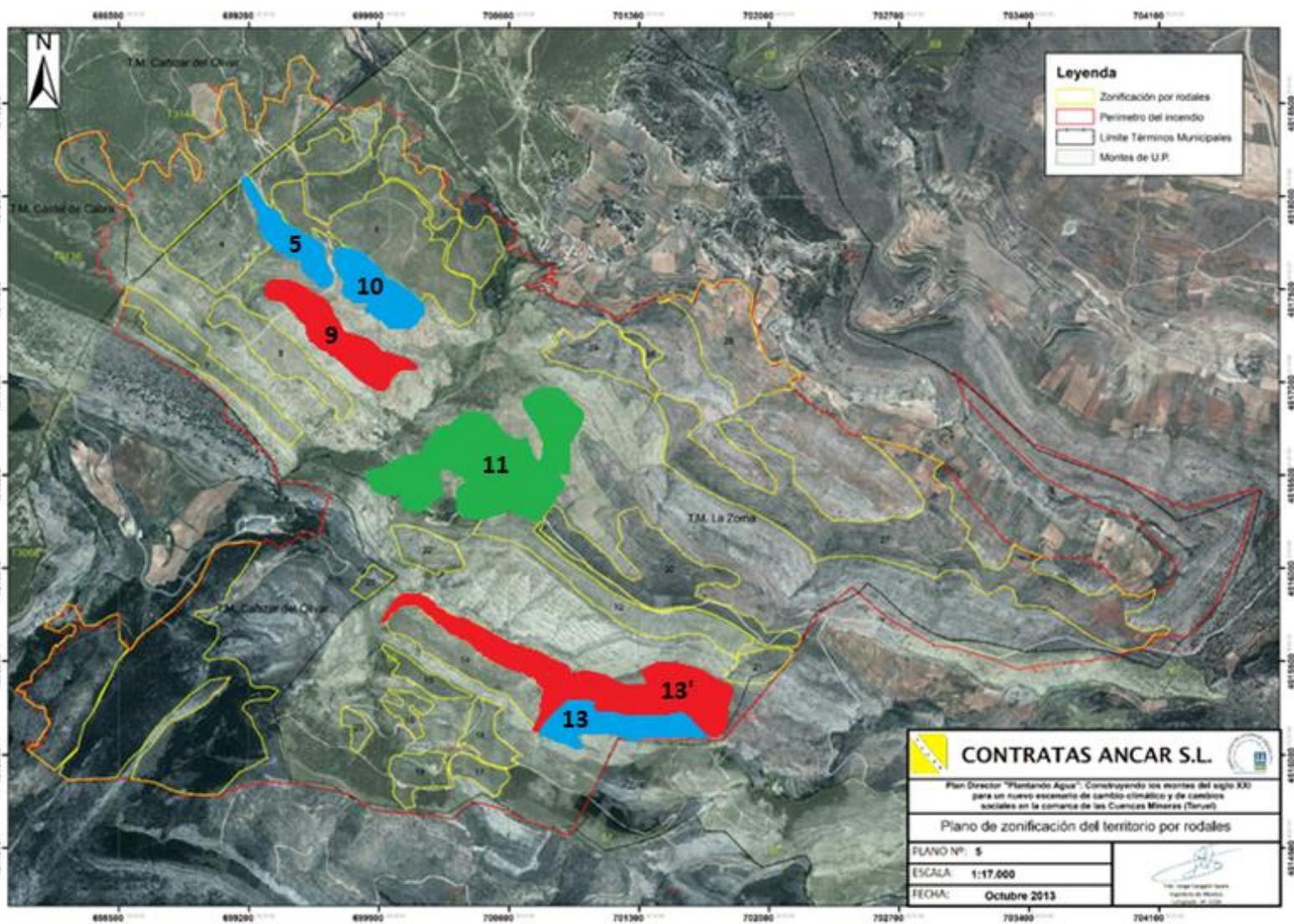


Figura 3. Mapa del proyecto Plantando Agua zonificado por rodales. Fuente: Contratas Ancar, 2013, elaboración propia.

La primera repoblación se correspondía con los dos principales ambientes ecológicos de la zona antes del incendio (encinar en los rodales 5 y 10 y pinar-quejigar en el rodal 13), y se realizó desde invierno del año 2014 hasta principios del 2015.

En la segunda campaña de plantación se realizaron las actuaciones en los rodales 9 y 13. El rodal 9 era un pinar de pino negral (*Pinus nigra*). Este último ha sido denominado como 13' en este trabajo para diferenciarlo de la otra mitad del rodal plantada en el año anterior.

La tercera y última plantación realizada fue en el año 2017 en el Rodal 11, antiguo pinar de repoblación de pino negral con una densidad y calidad considerable en el cual, tras el incendio, no se observó nada de regeneración del mismo.

1.5 OTROS ESTUDIOS REALIZADOS EN LA ZONA

Este proyecto ha servido como marco para la realización de diferentes Trabajos Fin de Grado (TFG), entre los que se encuentran el hecho por Antonio Edo Espallargas (Edo, 2016), que elaboró un seguimiento de la supervivencia y crecimiento del primer año de vida de los pies plantados en 2014; el de Ariadna Lucía Fernández Lozano (Fernández, 2017), que lo hizo del primer año de vida de los plantados en 2015 y Daniel Herranz Gómez (Herranz, 2017), que realizó el seguimiento del segundo año de vida de los plantados en 2014..

Las conclusiones más representativas de estos trabajos fueron:

La supervivencia global de la plantación de 2014 en su primer año fue de un 72,7%, alcanzando supervivencias medias-altas en todas las especies y sin diferencia entre las unidades ambientales exportadoras e importadoras de recursos, a excepción de *A. monspessulanum* (Edo, 2016).

La supervivencia global de la plantación de 2015 en su primer año fue de un 78,4%, alcanzando supervivencias altas por parte de todas las especies menos *P. sylvestris*, que fue media y la única especie que mostró diferencias entre unidades ambientales exportadoras e importadoras de recursos (Fernández, 2017).

Las medidas de crecimiento de altura y diámetro del tallo que se realizaron no mostraron tendencias debido al corto periodo de tiempo de crecimiento de los pies. (Edo, 2016 y Fernández, 2017).

La supervivencia global de las plantaciones de 2014 en sus dos primeros años y de 2015 en su primer año fue del 68%, superando todas las especies el 60% de supervivencia. *Q. faginea* y *Q. ilex* mostraron mayores tasas de supervivencia en unidades importadoras que en exportadoras de recursos (Herranz, 2017).

En la plantación de 2014 la mortalidad fue mayor el primer año, a pesar de que el segundo fue más seco, lo que se correspondería con el carácter crítico de la fase de establecimiento (Herranz, 2017).

Además de estos trabajos basados en el seguimiento de las plantaciones realizadas, se encuentra el realizado por Víctor Pina Ara (Pina, 2017) sobre la regeneración natural de *Pinus sylvestris* tras el incendio, tratando de discernir los principales factores bióticos y abióticos que

están condicionando el proceso, y el de David Aguilar Ara (Aguilar, 2017), que lo hizo sobre el *Pinus pinaster*.

Relacionado también, está el de Guillermo Enguita (Enguita, 2016), que analizó el balance de agua azul y agua verde en los montes afectados por este incendio, concluyendo que la modificación de la cubierta forestal lleva asociada cambios en el balance de agua verde y azul, pues las cubiertas forestales consumen más agua (aumento del nivel de agua verde) que las cubiertas herbáceas (aumento del nivel de agua azul).

1.6 OBJETIVOS

El presente trabajo, continuando con el seguimiento de la plantación, pretende los siguientes objetivos:

- i) Estimación de la supervivencia en el tercer año de la plantación realizada en 2014 (rodales 5,10 y 13) y en el segundo año de la realizada en 2015 (rodales 9 y 13').
- ii) Análisis general de la evolución de las actuaciones de plantación realizadas en 2014 y 2015.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

2.1.1 LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA

El trabajo realizado se ubica en los términos municipales de La Zoma, Cañizar del Olivar y Castel de Cabra, pertenecientes a la comarca de Las Cuencas Mineras (Teruel, Aragón) (**Figura 4**). El área del proyecto se localiza en la cabecera de las cuencas de los ríos Guadalope y Martín:



Figura 4. Localización La Zoma, Teruel. Fuente: Elaboración propia.

El proyecto “Plantando Agua” actúa sobre 1.234 ha quemadas en el incendio del verano del 2009, reforestando 327 de ellas (26%) manteniéndose despejadas de vegetación arbórea el resto mediante la actividad ganadera. aunque Este trabajo ha sido realizado sobre las 31 ha plantadas entre 2014 y 2015, repartidas entre los Rodales 5, 10 y 9, localizados en el entorno del Cabezo del Hierro a unos 1250 m.s.n.m., y el Rodal 13, en el puerto de Majalinos, a unos 1450 m.s.n.m (**Figura 5**):

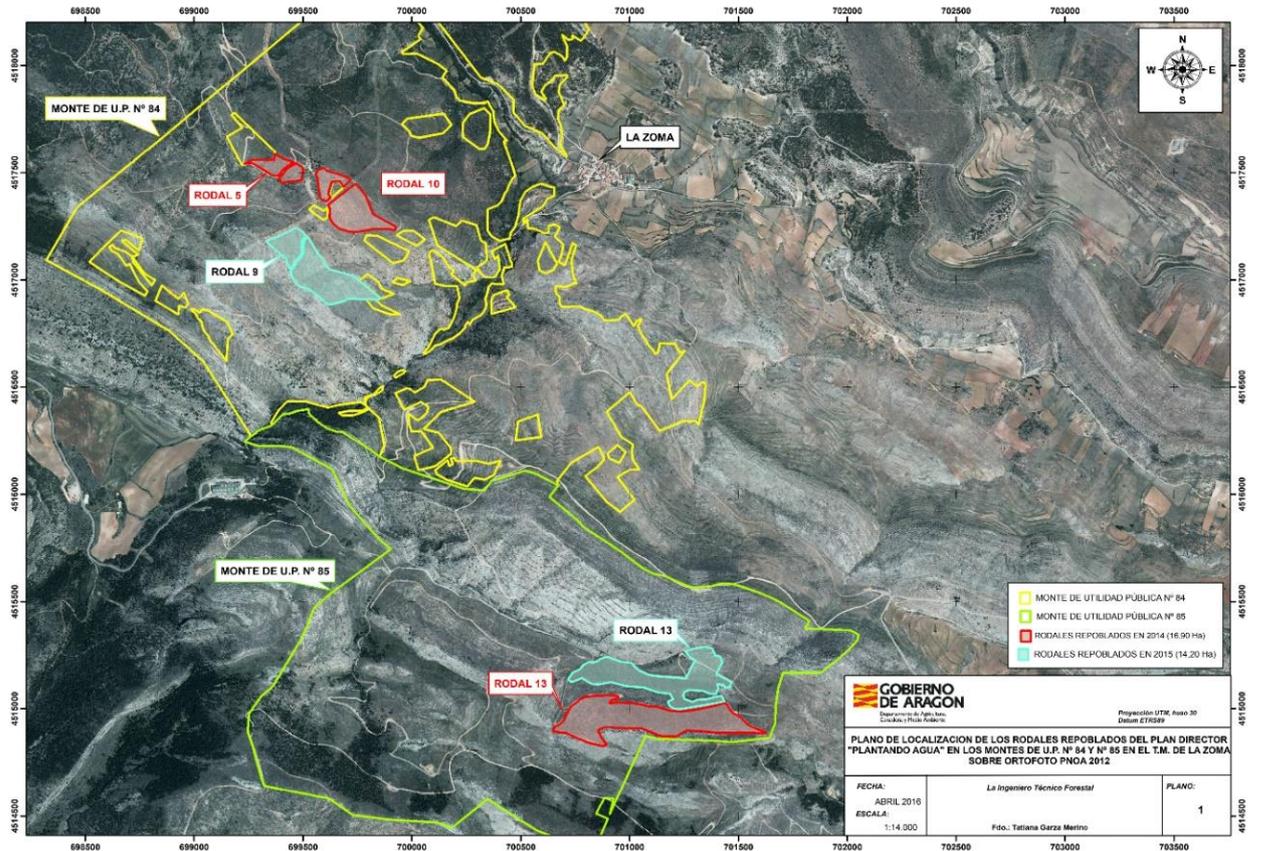


Figura 5. Delimitación de los rodales estudiados. Fuente: Contratas Ancar, 2013.

2.1.2 CLIMATOLOGÍA

El clima de la zona es submediterráneo continental frío (Atlas climatológico de Aragón, 1971-2000), con una precipitación media anual de entre 450 y 550mm. y una temperatura media anual de entre 8,4°C y 12,2°C según los datos obtenidos en las estaciones meteorológicas más cercanas: La Mezquitilla, Aliaga, Ejulve y Majalinos (Peña *et al.*, 2002).

Cabe destacar la presencia de tormentas desde abril hasta octubre, especialmente en los meses de junio, julio y agosto, tanto por su gran importancia como factor desencadenante de incendios forestales, como por la mitigación de la importante sequía veraniega de la zona (Peña *et al.*, 2002).

A continuación, se muestra el régimen mensual de precipitaciones en las estaciones más cercanas al área de estudio (**Figura 6**):

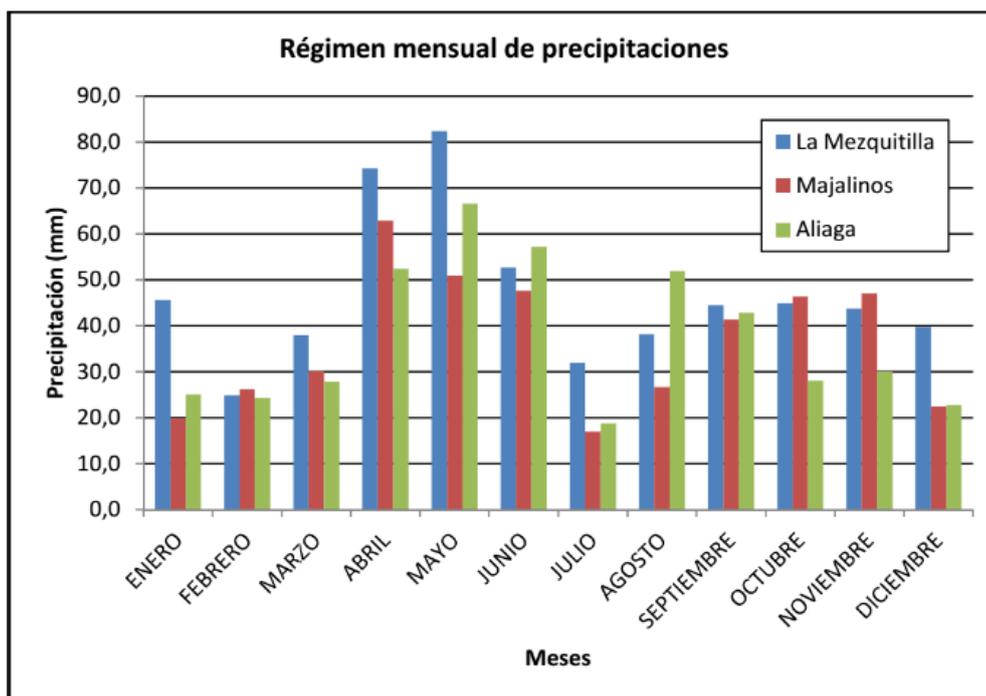


Figura 6. Gráfico del régimen mensual de precipitaciones de las estaciones cercanas al área de estudio (1986-2013).
Fuente: Contratas Ancar, 2013.

El régimen térmico se caracteriza por presentar un período frío muy acusado, con un período vegetativo (temperatura media diaria superior a 10 °C) que oscila de 5 a 7 meses según los observatorios (**Figura 7**), y por un período seco (cuando el balance de la pluviometría mensual más la reserva de agua almacenada en el suelo es menor que la evapotranspiración potencial mensual, calculada mediante el método Thornthwaite) de 2,5 a 3 meses: julio, agosto y septiembre. Además, las heladas en la zona son frecuentes la mayor parte del año (Contratas ANCAR, 2013).

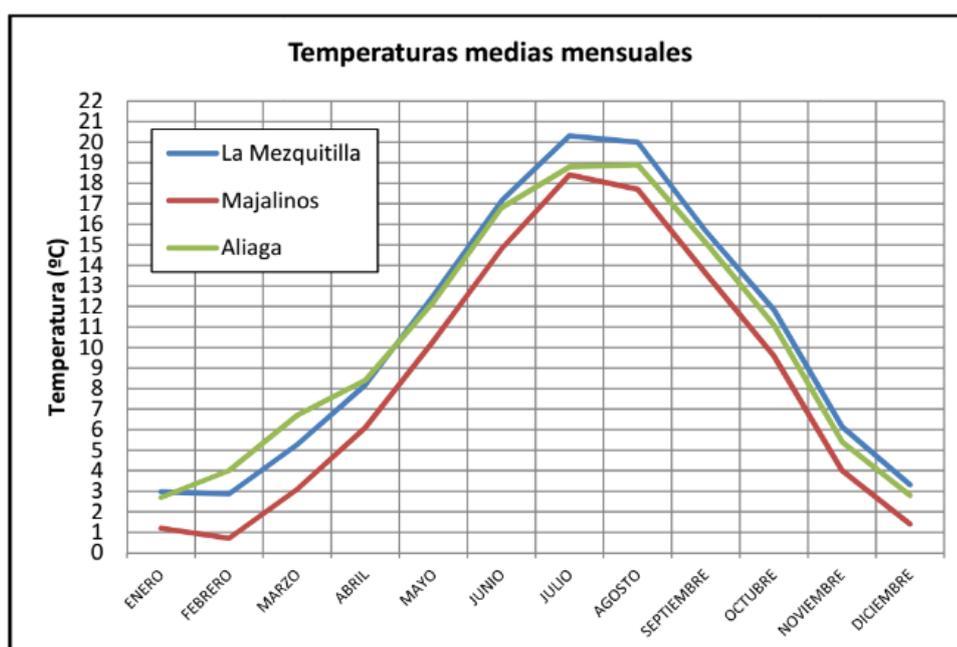


Figura 7. Gráfico de temperaturas medias mensuales de las estaciones cercanas al área de estudio (1986-2013).
Fuente: Contratas Ancar, 2013.

2.1.3 GEOLOGÍA Y EDAFOLOGÍA

La zona de estudio está situada en la parte septentrional del Macizo del Maestrazgo, que se corresponde con el extremo nororiental de la Rama Aragonesa y oriental de la Cordillera Ibérica.

Los materiales aflorantes comprenden edades desde el Triásico Superior hasta el Mioceno. Dentro de estos, destacan en abundancia los materiales cretácicos, especialmente calizas, margas y areniscas en el Cretácico inferior y calizas y dolomías en el superior. Con menor extensión aparecen los afloramientos paleógenos, con una litología de conglomerados, areniscas y arcillas (Gutiérrez, 1985).

Estos materiales se estructuran en una serie de anticlinales y sinclinales, más abruptos en el límite septentrional que en el resto.

Las litologías de los rodales estudiados en este trabajo son, según Gargallo Saura (2013), las siguientes:

- Rodal 5 (Plantación 2014): litología caliza, caliza con intraclastos, margas, carniolas, brechas calco-dolomías y dolomías.
- Rodal 10 (Plantación 2014): arenisca blanco amarillentas y conglomerados en las zonas más altas y carniolas, brechas calco-dolomíticas y dolomías en las zonas intermedias.
- Rodal 13 (Plantación 2014): dolomías masivas y/o tableadas, calizas nodulosas, margas y dolomías.
- Rodal 9 (Plantación 2015): carniolas, brechas calco-dolomíticas y dolomías.
- Rodal 13' (Plantación 2015): dolomías masivas y/o tableadas, calizas nodulosas, margas y dolomías.

La mayoría de la superficie incendiada se asienta sobre materiales sedimentarios de reacción básica, dominando así la litología caliza. Sin embargo, en algunas zonas la erosión ha dejado al descubierto sedimentos de reacción ácida como conglomerados y areniscas.

El Mapa de Suelos de España (1968) del C.S.I.C. define los suelos como pardo calizos sobre material consolidado o no, y con horizonte de humus poco desarrollado. El Atlas Edafológico de España (1981) del I.G.M., por otro lado, recoge suelos en general de poco a moderadamente profundos y evolucionados a través de una asociación de Xerochrepts y Xerorthents con inclusiones de Rhodoxeralf (Contratas ANCAR, 2013).

2.1.4 VEGETACIÓN

A la hora de comprender el paisaje vegetal, es fundamental tener en cuenta los aprovechamientos y usos humanos a lo largo de la historia y no solo los factores ecológicos. Estos han sido: aprovechamientos de leñas, carbones y maderas, así como cultivos y pastoreo.

A continuación, se describen las formaciones vegetales más importantes que había en la zona antes del incendio:

- Pinares naturales maduros: tanto de pino albar (*Pinus sylvestris*) como de pino negro (*Pinus nigra*) acompañados por encina (*Quercus ilex*), quejigo (*Quercus*

faginea), acerollo (*Sorbus domestica*), enebro común (*Juniperus communis*) y sabina albar (*Juniperus thurifera*), completamente quemados los situados en laderas de solana, aunque alguno de los situados en umbría se ha salvado. La calcinación total de algunas zonas junto con el mal estado del banco de semillas impedirá prácticamente por completo la regeneración natural del pino albar y negral.

- Pinares de repoblación: plantados entre los años 1955 y 1975 con *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra* y pino rodeno (*Pinus pinaster*). Este último, localizado en el sustrato ácido (pizarras y esquistos) del Cabezo del Hierro (La Zoma) presenta una activa regeneración post-incendio (Aguilar, 2017). En efecto este autor registró 2853 pies/ha de pino rodeno. Cabe destacar la resiliencia de la jara estepa (*Cistus laurifolius*) y el jarón (*Cistus populifolius*) debido a su gran banco de semillas, pues han pasado a dominar los espacios liberados de pinar.
- Sabinares y enebrales: enebro de la miera (*Juniperus oxycedrus*) buen rebrotador, a diferencia de la sabina mora (*Juniperus phoenicea*), el enebro común y la sabina albar (*Juniperus thurifera*) que rebrotan mal o muy mal, ubicados en zonas de alta pedregosidad. Estos suelos pobres impedirán una regeneración natural rápida.
- Encinares (*Quercus ilex*): acompañados por sabinas, enebros y algún individuo del género *Pinus*. El recepe beneficiará especialmente al quejigo, aunque se espera una regeneración natural favorable.
- Además, en un barranco en umbría cerca de La Mezquitilla donde se localizaba un pinar albar, entremezclado con acebo (*Ilex aquifolium*) y tejo (*Taxus baccata*) en zonas rocosas con mayor altitud. Parte de este pinar ha resistido al paso del fuego.

La elección de las especies a plantar post-incendio está condicionada por las características de la zona, por los requerimientos de estas especies, por la existencia en la zona de las mismas y por el objetivo de repoblación (Plan Director, 2013).

Así pues, el primer paso es conocer los requerimientos de las especies a introducir:

Especie	Precip. (mm/año)	Altitud (m.s.n.m.)	Suelo	Observaciones
Pino negral (<i>P. nigra</i> ssp. <i>Salzmannii</i>)	>500 (1)	800-1.800	Calizo	Mala regeneración tras incendio
Pino rodeno (<i>Pinus pinaster</i>)	400/800	600-1.400	Prefiere silíceos	Buena germinación de la semilla tras incendio
Pino carrasco (<i>Pinus halepensis</i>)	350-700	0-1.100	Indiferente, prefiere calizos	Buena germinación de la semilla tras incendio
Pino silvestre (<i>Pinus sylvestris</i>)	550-1000	1.400-2.000	Indiferente	Está presente en las zonas de mayor altitud del incendio
Quejigo (<i>Quercus faginea</i>)	>550	300-1.800	Indiferente, prefiere calizos	Capacidad de rebrote. Suelos más frescos y profundos que encina
Encina (<i>Q. ilex</i> spp. <i>rotundifolia</i>)	350-800	300-1.400	Indiferente, prefiere calizos	Capacidad de rebrote
Sabina (<i>Juniperus thurifera</i>)	400-700	500-1500	Prefiere los calizos	Muy resistente a sequía, frío y suelos pedregosos. Brota de tallo pero no de cepa
Sabina negral (<i>Juniperus phoenicea</i>)	<300	0-1400	Indiferente	Aguanta climas muy secos, fuertes heladas y vientos intensos. Rebrotan tras incendios

Enebro común (<i>Juniperus communis</i>)		0-2000	Indiferente	Es muy resistente a las sequías y a los fríos intensos. Rebrotó muy mal tras incendios
Enebro de la miera (<i>Juniperus oxycedrus</i>)		0-1500 Raramente por encima de 1000	Indiferente Suelos pedregosos y poco profundos	En encinares y bosques mediterráneos. Laderas secas y soleadas. Aguanta muy bien y rebrotó tras incendios.
Azarollo (<i>Sorbus domestica</i>)	>600	300-1700	Indiferente	Orlas de carrascal, quejigar. Brota de cepa y raíz. Barrancos y lugares sombríos.
Serbal de los cazadores (<i>Sorbus aucuparia</i>)	Suelos algo húmedos	600-2300	Indiferente. Prefiere silíceos	En bosques de hayas roble, abeto o en laderas frescas y pedregosas
Majueto (<i>Crataegus monogina</i>)	Suelos de secos a húmedos	0-1800	Indiferente	Crece en matorrales, orlas de bosques, orillas de ríos. En zonas soleadas
Arce de Montpellier (<i>Acer monspesulanum</i>)	Resiste la sequía	300-1200	Indiferente Prefiere calizos	En bosques mixtos de caducifolias, salpicado en carrascales, quejigales. En suelos pedregosos y grietas de rocas. Soporta bien la sombra
Guillomos (<i>Amelanchier ovalis</i>)	Suelos de secos a húmedos	300-2500	Suelos calizos	En bosques aclarados, laderas pedregosas, grietas de rocas. Generalmente en solanas.
Endrino (<i>Prunus spinosa</i>)	Suelos secos	0-1900	Calizo	Orlas de bosques, claros, taludes, riberas bordes de caminos
Mostajo (<i>Sorbus aria</i>)	>500	500-1700	Indiferente Prefiere calizos	Claros y bordes de bosques. Laderas pedregosas de montañas calcáreas. Requiere exposición de soleada a media sombra.

Tabla 4. Requerimientos de las especies de posible introducción. Fuente: Contratas Ancar, 2013.

De estas especies se descartaron: *Pinus nigra*, por la nula regeneración tras un incendio, así como por el escaso éxito del mismo en algunas zonas ya repobladas; *Pinus pinaster* y *Sorbus aucuparia*, porque las características del suelo no son adecuadas para estas especies; y *Sorbus aria* y *Amelanchier ovalis*, por su escasa disponibilidad en el mercado.

Pinus sylvestris, *Pinus halepensis*, *Quercus ilex* y *Quercus faginea* serán empleadas como especies principales al poder formar bosque denso. El resto de especies son matorrales acompañantes incluidos en abanico florístico de la encina.

A la hora de decidir las zonas más aptas para las especies ya seleccionadas, se realizó un estudio de las características ecológicas de la zona:

Rodal	P. media (mm/año)	Altitud (m)	Suelo	Orientación	Pedregosidad
5	450-550	1.240	Calizo con dolomías y margas	Oeste	Baja
10	450-550	1.250	Calizas margosas y arcillas rojas	Noreste	Media
8, 9	450-550	1.310	Calizas y dolomías	Noreste	Elevada
7	450-550	1.320	Areniscas, conglomerados y arcillas	Noreste	Media
11	450-550	1.280	Calizas y dolomías con arenas y conglomerados	Noroeste	Media
12, 13	450-550	1.420	Dolomías, calizas y margas	Norte	Media
14	450-550	1.420	Calizas margosas bioclásticas	Norte	Elevada
15, 16	450-550	1.420	Calizas, margas, arenas, conglomerados	Oeste	Baja
18	450-550	1.500	Areniscas, conglomerados, arcillas y margas	Este	Baja
25	450-550	1.340	Areniscas, conglomerados, arcillas y margas	Norte	Baja

Tabla 5. Características ecológicas de los rodales a repoblar. Fuente: Contratas Ancar, 2013.

Utilizando la información representada en las anteriores tablas, se propuso la repoblación forestal empleando las siguientes especies y densidades de plantación, sujetas a cambios:

Rodal	Superficie (ha)	Densidad (plantas/ha)	Especies y densidades a plantar
5,15 y 16	14,24	1.100	<i>Quercus ilex</i> (500 pl/ha), <i>Quercus faginea</i> (500 pl/ha), <i>Sorbus domestica</i> (50 pl/ha), <i>Acer monspessulanum</i> (50 pl/ha)
7 y 10	23,23	900	<i>Quercus ilex</i> (400 pl/ha), <i>Juniperus thurifera</i> y/o <i>phoenicea</i> (400 pl/ha), <i>Crataegus monogyna</i> (50 pl/ha), <i>Prunus spinosa</i> (50 pl/ha)
8, 9	26,74	900	<i>Quercus ilex</i> (400 pl/ha), <i>Juniperus thurifera</i> y/o <i>phoenicea</i> (400 pl/ha), <i>Juniperus oxycedrus</i> (50 pl/ha), <i>Prunus spinosa</i> (50 pl/ha)
11	38,35	1.100	<i>Pinus halepensis</i> (750 pl/ha), <i>Quercus ilex</i> (250 pl/ha), <i>Crataegus monogyna</i> (50 pl/ha), <i>Acer monspessulanum</i> (50 pl/ha)
12, 13	61,7	1.300	<i>Pinus sylvestris</i> (900 pl/ha), <i>Quercus faginea</i> (300 pl/ha), <i>Acer monspesulanum</i> (50 pl/ha), <i>Sorbus domestica</i> (50 pl/ha)
14	15,25	1.100	<i>Pinus sylvestris</i> (750 pl/ha), <i>Quercus ilex</i> (250 pl/ha), <i>Juniperus oxycedrus</i> (50 pl/ha), <i>Prunus spinosa</i> (50 pl/ha)
18	5,89	1.300	<i>Pinus sylvestris</i> (900 pl/ha), <i>Quercus faginea</i> (300 pl/ha), <i>Crataegus monogyna</i> (50 pl/ha), <i>Prunus spinosa</i> (50 pl/ha)
25	2	900	<i>Pinus sylvestris</i> (450 pl/ha), <i>Quercus ilex</i> (225 pl/ha), <i>Quercus faginea</i> (225 pl/ha)

Tabla 6. Selección de especies por rodales y con densidades. Fuente: Contratas Ancar, 2013.

2.2 DESCRIPCIÓN DEL MUESTREO DE LA SUPERVIVENCIA

El presente trabajo, al tratarse de un seguimiento de la supervivencia de la totalidad del proyecto realizado hasta la fecha, sigue el diseño de muestreo definido en 2015 (Edo, 2016), que también se aplicó para la plantación de 2015 (Fernández, 2017) y (Herranz, 2017).

Se trata de un muestreo sectorizado, pues tanto Edo (2016) como Fernández (2017) dividieron los rodales plantados en su año en diferentes sectores o unidades ambientales, diferenciando entre zonas exportadoras y zonas importadoras.

Las zonas importadoras –de carácter cóncavo, como vaguadas o pies de ladera- se definieron como lugares de recepción de agua y nutrientes. (Edo, 2016). Las formas exportadoras, de topografía convexa, presentan una menor disponibilidad de agua, de nutrientes y de partículas finas.

1. Rodal 10 (Plantación de 2014):

- a. Superficie: 5,2 ha.
- b. Densidad de Repoblación: 1100 pies/ha.
 1. 500/ha *Quercus ilex*
 2. 500/ha *Quercus faginea*
 3. 50/ha *Sorbus doméstica*
 4. 50/ha *Acer monspessulanum*
- c. Unidades ambientales:
 1. [Importadora] Bancales abandonados en fondo de vaguada sobre sustrato calizo.
 2. [Exportadora] Ladera sobre sustrato calizo.

2. Rodal 5 (Plantación de 2014):

- a. Superficie: 1,8 ha.
- b. Densidad de Repoblación: 1100 pies/ha.
 1. 500/ha *Quercus ilex*
 2. 500/ha *Quercus faginea*
 3. 50/ha *Sorbus doméstica*
 4. 50/ha *Acer monspessulanum*
- c. Unidades ambientales:
 3. [Importadora] Bancales abandonados en fondo de vaguada sobre sustrato calizo.
 4. [Exportadora] Ladera sobre sustrato calizo.

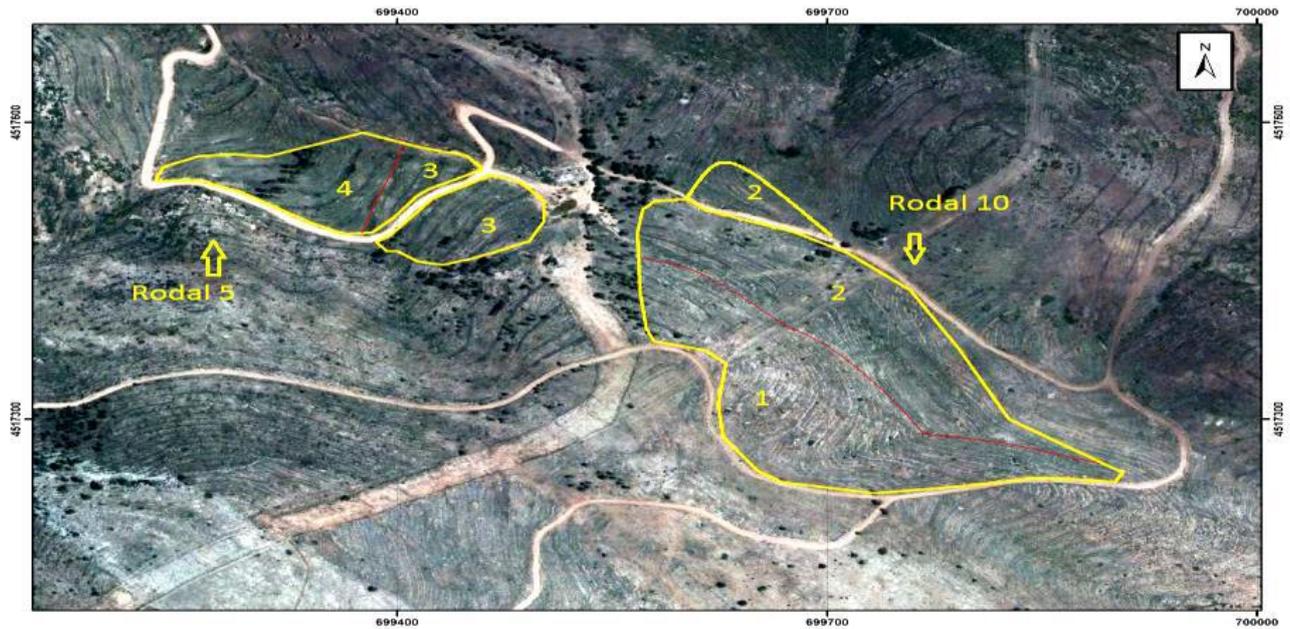


Figura 8. Delimitación de las unidades ambientales de los Rodales 5 y 10. Fuente: Edo, 2016.

3. Rodal 13 (Plantación de 2014):

- a. Superficie: 10 ha.
- b. Densidad de Repoblación: 1300 pies/ha.
 1. 900/ha *Pinus sylvestris*
 2. 300/ha *Quercus faginea*
 3. 50/ha *Sorbus doméstica*
 4. 50/ha *Acer monspessulanum*
- c. Unidades ambientales:
 1. [Importadora] Ladera abancalada con orientación norte sobre sustrato calizo.
 2. [Exportadora] Ladera convexa con orientación norte sobre sustrato calizo.
 3. [Importadora] Ladera cóncava con orientación norte sobre sustrato calizo.
 4. [Exportadora] Ladera convexa con orientación oeste sobre sustrato calizo

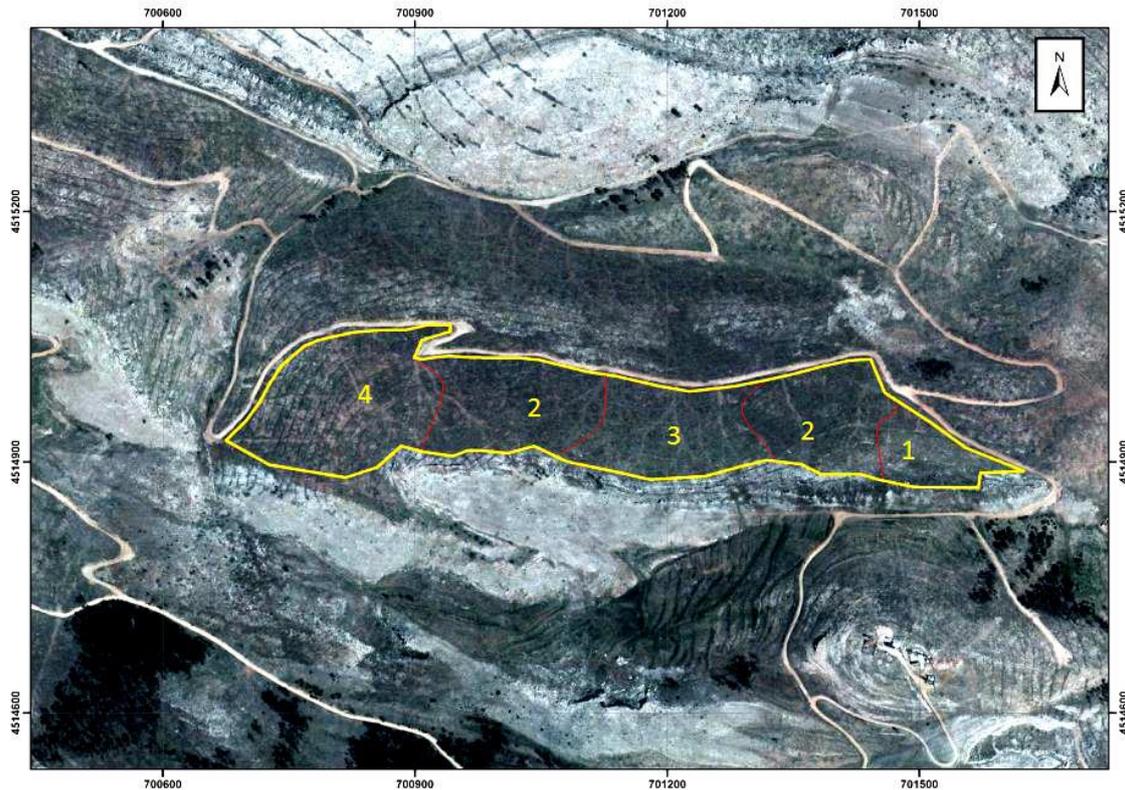


Figura 9. Delimitación de las unidades ambientales del Rodal 13. Fuente: Edo, 2016.

4. Rodal 9 (Plantación de 2015):

- a. Superficie: 6,7 ha.
- b. Densidad de Repoblación: 900 pies/ha.
 - 1. 400/ha *Quercus ilex*
 - 2. 400/ha *Juniperus phoenicea*
 - 3. 50/ha *Juniperus oxycedrus*
 - 4. 50/ha *Crataegus monogyna*
- c. Unidades ambientales:
 - 1. [Exportadora] Ladera convexa con orientación este.
 - 2. [Exportadora] Ladera convexa con orientación noreste.
 - 3. [Importadora] Bancal fondo vaguada.
 - 4. [Exportadora] Bancal ladera con orientación noreste.

5. Rodal 13' (Plantación de 2015):

- a. Superficie: 7,5 ha.
- b. Densidad de Repoblación: 1300 pies/ha.
 - 1. 300/ha *Quercus faginea*
 - 2. 900/ha *Pinus sylvestris*
 - 3. 50/ha *Acer monspessulanum*
 - 4. 50/ha *Sorbus domestica*
- c. Unidades ambientales:
 - 1. [Exportadora] Ladera de solana.

2. [Exportadora] Ladera convexa de umbría.
3. [Importadora] Ladera cóncava de umbría.
4. [Exportadora] Ladera recta con orientación noroeste.
5. [Exportadora] Ladera convexa con orientación oeste.
6. [Importadora] Fondo de barranco abanclado.
7. [Exportadora] Ladera de umbría pie de monte.
8. [Importadora] Fondo de vaguada.

Con el objetivo de determinar el porcentaje de pies a muestrear, Edo (2016) realizó un muestreo preliminar cuyos resultados indicaron que “a partir del muestreo del 10% de la población, los porcentajes de supervivencia se mantienen prácticamente constantes”.

Para ajustar este número de pies a muestrear a las unidades ambientales descritas en cada rodal, cuyas superficies varían entre ellas, se calculó la superficie de cada una utilizando un Sistema de Información Geográfica y, a través de la densidad de cada plantación, se obtuvo la superficie por unidad ambiental necesaria a muestrear.

Esta superficie se dividió en círculos, los cuales se repartieron por las unidades ambientales con el objetivo de representar fielmente cada una de ellas, y de los cuales se tomaron las coordenadas GPS, además de marcarlos con una estaca visible colocada en su centro, para su posterior localización:

RODAL	Parcela de Muestreo	Radio (m)	Coordenadas (x,y)
5	Ladera 1	14	699457, 4517513
5	Ladera 2	14	699405,4517543
5	Fondo 1	14	699335,4517540
5	Fondo 2	14	699365,4517508
10	Ladera 1	16	699785,4517252
10	Ladera 2	16	699585,4517404
10	Ladera 3	16	699696,4517347
10	Fondo V	16	699657,4517274
10	Fondo 1	16	699761,4517349
10	Fondo 2	16	699659,4517554
10	Fondo 3	16	699591,4517456
13	Ladera Convexa 1 Norte	17.40	701394,4514979
13	Ladera Convexa 2 Norte	17.40	701111,4514980
13	Ladera Convexa 3 Norte	17.40	701358,4514928
13	Ladera Convexa 4 Norte	17.40	701060,4514941
13	Ladera Cóncava 1 Norte	16.16	701232,4514968
13	Ladera Cóncava 2 Norte	16.16	701203,4514921
13	Ladera Cóncava 3 Norte	16.16	701254,4514910
13	Ladera Convexa 1 Oeste	16.88	700815,4514972
13	Ladera Convexa 2 Oeste	16.88	700787,4515007
13	Ladera Convexa 3 Oeste	16.88	700733,4514975
13	Ladera Recta (Abanclada) Norte	16	701514,4514919

9	Ladera Convexa 1 Este	8	699460,4517113
9	Ladera Convexa 2 Este	8	699500,4517092
9	Bancal Fondo Vaguada 1	7	699538,4517018
9	Bancal Fondo Vaguada 2	7	699576,4517042
9	Bancales Ladera NE	10	699760,4516943
9	Ladera Convexa NE 1	8	699657,4516999
9	Ladera Convexa NE 2	8	699708,4518702
13'	Ladera Solana Alta 1	9	701325,4515246
13'	Ladera Solana Alta 2	9	701318,4515226
13'	Ladera Solana Media 1	9.5	701318,4515193
13'	Ladera Solana Media 2	9.5	701297,4515205
13'	Ladera Solana Baja 1	9	701281,4515456
13'	Ladera Solana Baja 2	9	701328,4515158
13'	Ladera Convexa Umbría	16.5	701348,4515032
13'	Ladera Cóncava Umbría	14.6	701206,4515057
13'	Ladera Recta NW 1	11	
13'	Ladera Recta NW 2	11	700926,4515127
13'	Ladera Convexa W	14.5	700810,4515137
13'	Fondo de Barranco Abancalado	7.8	700816,4515207
13'	Ladera Umbría Pie de Monte 1	7.5	701236,4515114
13'	Ladera Umbría Pie de Monte 2	7.5	701145,4515140
13'	Fondo de Vaguada	4x166	

Para realizar el muestreo de la supervivencia, se contaban todos los individuos dentro de cada una de las parcelas indicadas en la anterior tabla, marcándolos con Spray para evitar contarlos de nuevo.

Se obtuvieron plantillas como esta:

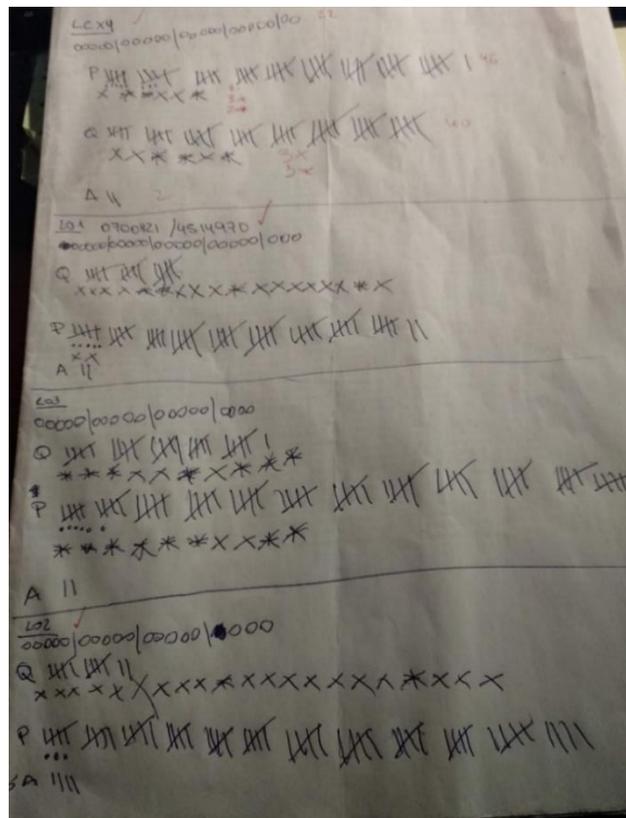


Figura 10. Ejemplo toma de datos supervivencia.

Fuente: Elaboración propia.

El muestreo se realizó durante 5 días después de verano del 2017 sobre todos los rodales descritos, tanto los de la plantación de 2014 (5, 10 y 13) como los de la de 2015 (9 y 13').

Para su realización, el primer paso era encontrar el centro de cada parcela. Para ello, se utilizaba el GPS con las coordenadas del mismo, los mapas realizados en las anteriores mediciones o visualmente mediante las estacas pintadas que los marcaban.

Una vez localizada la parcela, se medía la cuerda que serviría para delimitar el círculo con el mismo radio con el que fueron muestreados en los dos años anteriores.

A continuación, uno de los dos integrantes del grupo giraba agarrado a la cuerda e identificando las especies que encontraba a su paso, las cuales marcaba con un spray para evitar volver a contarlas. Mientras tanto, su compañero, que estaba en el centro para sujetar el otro extremo de la cuerda, apuntaba en un estadillo de campo (**Figura 10**) la especie y su estado (vivo con I, muerto con X, y vivo pero en un estado más delicado con *), así como los hoyos sin especie (O). Una vez delimitada la parcela, se procedía al recuento de todas las especies y hoyos en su interior.

Los materiales utilizados para la realización de este muestreo han sido, por tanto:

Cinta métrica, cuerda, spray, rotulador permanente, GPS, mapas de TFGs anteriores, estadillos de campo y bolígrafo.

2.3 TRATAMIENTO DE LOS DATOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para el cálculo estadístico se ha utilizado el programa IBM SPSS Statistics versión 22.0 (IBM Corp., 2013).

Una vez obtenidos los datos de después del verano del 2017, se consiguieron los medidos tanto por Edo (2016), antes y después del verano del 2015, como los de Fernández (2017), antes y después del verano del 2016, y los de Herranz (2017), que realizó el seguimiento de la plantación del 2014, midiéndolos de nuevo tras el verano del 2016.

De esta manera, el conjunto de datos trabajado consta de rodales con mediciones en dos años, y otros con mediciones en tres, tal y como queda resumido en la siguiente tabla:

Plantación 2014	Junio 2015	Octubre 2015	Junio 2016	Octubre 2016	Junio 2017	Octubre 2017
5, 10 y 13	Edo A.	Edo A.	Sin medición	Herranz D.	Sin medición	Gimeno E.

Plantación 2015	Junio 2016	Octubre 2016	Junio 2017	Octubre 2017
9 y 13'	Fernández A.	Fernández A.	Sin medición	Gimeno E.

Figura 11. Mediciones realizadas. Fuente: elaboración propia.

Aparte de la compilación en una hoja Excel, tanto de los datos obtenidos en mi medición (2017), como de los obtenidos por mis compañeros en los dos años anteriores, se realizó un tratamiento sobre los huecos contados en todos los muestreos.

Un hueco era anotado cuando se observaba un hoyo, pero no se encontraba ningún individuo ni vivo ni muerto. La duda surge en si se tratará de un fallo en la plantación, o de un individuo muerto que ha desaparecido del lugar.

Dada la imposibilidad de saber de qué se trata, se ha considerado apropiado contar como fallos de plantación (y por tanto eliminar de nuestro muestreo,) aquellos huecos medidos en la primera medición de cada Rodal, es decir, los que midió Edo A. antes del verano de 2015 y los de Fernández A. antes del verano de 2016.

A partir de entonces, los huecos son considerados como individuos muertos, y para identificar a qué especie corresponden se utilizan las densidades plantadas de cada una de ellas descritas anteriormente, añadiéndolos a las mismas a través de una regla de tres.

Una vez compilados y tratados los datos de todos los años en una hoja Excel, se realizó el análisis estadístico mediante el programa IBM SPSS Statistics 22.

Este análisis ha consistido en la comparación dos a dos mediante la prueba Chi-cuadrado de Pearson de aquellas variables que interesaban, considerando una diferencia significativa cuando el resultado obtenido era de $p \leq 0,05$.

Un ejemplo de esta comparación es la de la supervivencia en las unidades ambientales importadoras frente a las exportadoras. Para realizarla, se introducían en el programa tantos "1" como individuos vivos hubiese en cada una de ellas, y tantos "0" como individuos muertos, todos ellos emparejados con el tipo de unidad ambiental a la que pertenecían:

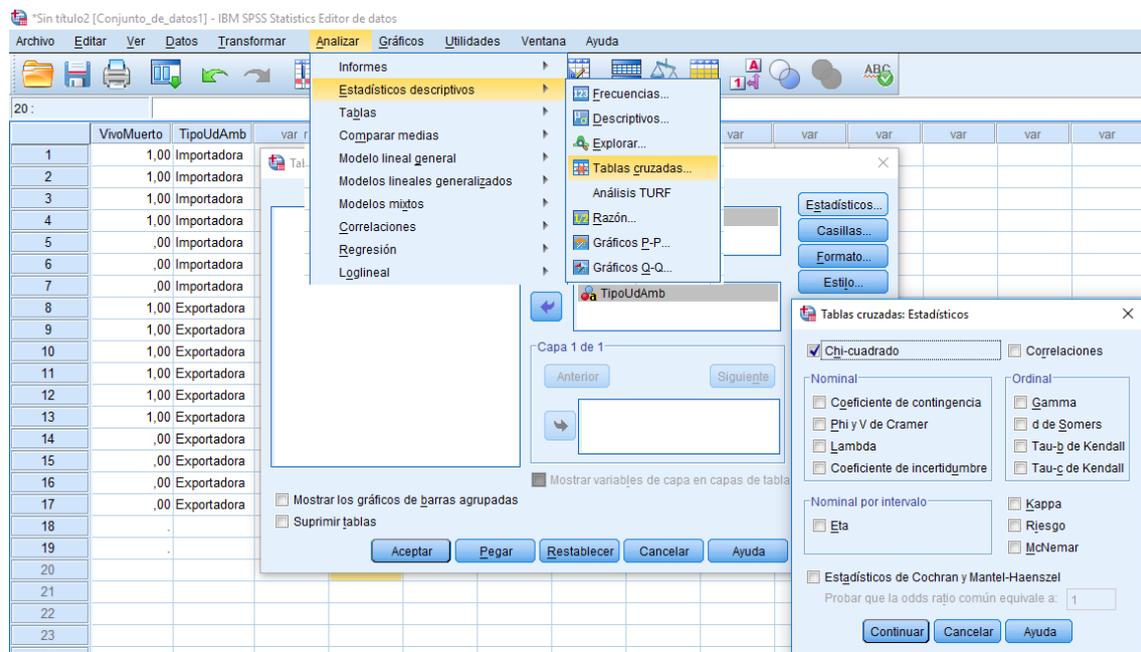


Figura 12. Ejemplo de prueba Chi-cuadrado de Pearson realizada. Fuente: Elaboración propia.

RESULTADOS

A continuación, se muestra una tabla resumen con los resultados de la medición realizada por mí de después del verano del 2017:

MEDICIÓN AÑO 2017		Uds Importadoras		Uds Exportadoras	
Total Vivos	2075	Total vivos	874	Total vivos	1201
Total Muertos y Huecos	1095	Total Muertos y Huecos	377	Total Muertos y Huecos	718
Total contados	3170	Total contados	1251	Total contados	1919
Mortalidad	34,54%	Mortalidad	30,14%	Mortalidad	37,42%
Supervivencia	65,46%	Supervivencia	69,86%	Supervivencia	62,58%
ESPECIES EN GENERAL				POR RODALES	
<i>Pinus sylvestris</i>		<i>Acer monspessulanum</i>		RODAL 13'	
Total vivos	583	Total vivos	82	Total vivos	348
Total Muertos y Huecos	422	Total Muertos y Huecos	45	Total Muertos y Huecos	330
Total contados	1005	Total contados	127	Total contados	678
Mortalidad	41,99%	Mortalidad	35,43%	Mortalidad	48,67%
<i>Quercus faginea</i>		<i>Juniperus phoenicea</i>		RODAL 13	
Total vivos	788	Total vivos	87	Total vivos	832
Total Muertos y Huecos	378	Total Muertos y Huecos	8	Total Muertos y Huecos	353
Total contados	1166	Total contados	95	Total contados	1185
Mortalidad	32,42%	Mortalidad	8,42%	Mortalidad	29,79%
<i>Quercus ilex</i>		<i>Juniperus oxycedrus</i>		RODAL 5	
Total vivos	400	Total vivos	22	Total vivos	166
Total Muertos y Huecos	186	Total Muertos y Huecos	2	Total Muertos y Huecos	181
Total contados	586	Total contados	24	Total contados	347
Mortalidad	31,74%	Mortalidad	8,33%	Mortalidad	52,16%
<i>Sorbus domestica</i>		<i>Crataegus monogyna</i>		RODAL 10	
Total vivos	66	Total vivos	37	Total vivos	453
Total Muertos y Huecos	53	Total Muertos y Huecos	1	Total Muertos y Huecos	205
Total contados	119	Total contados	38	Total contados	658
Mortalidad	44,54%	Mortalidad	2,63%	Mortalidad	31,16%
				RODAL 9	
				Total vivos	276
				Total Muertos y Huecos	26
				Total contados	302
				Mortalidad	8,61%

Figura 13. Resultados muestreo después de verano del 2017. Fuente: Elaboración propia.

2.2 Supervivencia global en el área de estudio:

La supervivencia global del área de estudio en el año 2017 fue del 65,46%, 6,9 puntos por debajo del año anterior, con respecto al cual muestra diferencias significativas. Esto no ocurrió entre 2015 y 2016, donde la tasa de supervivencia general no arrojó diferencias significativas (Figura 14).

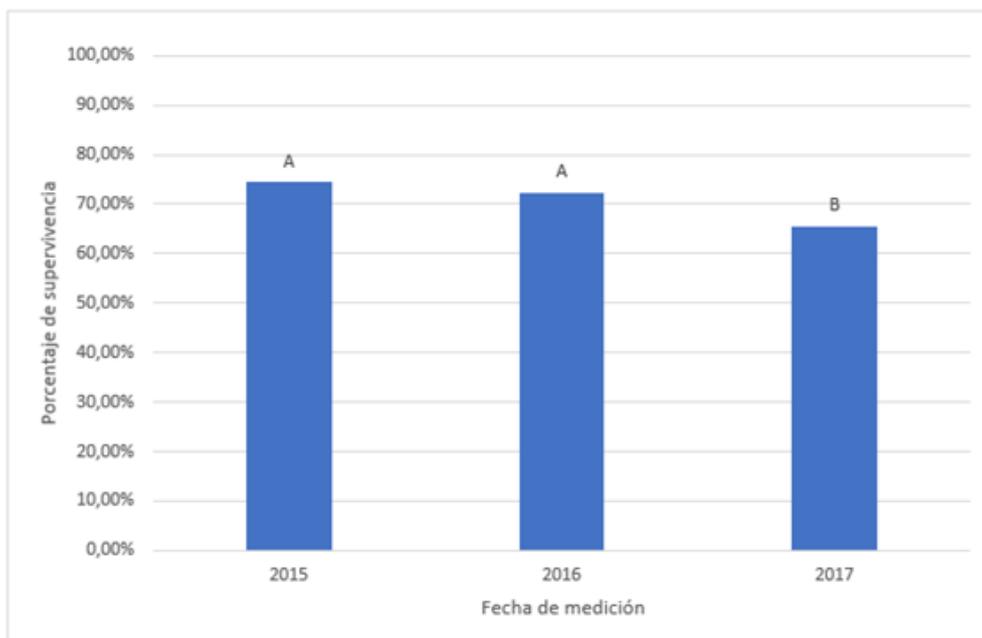


Figura 14. Supervivencia por años en el área de estudio. Fuente: Elaboración propia.

La comparación realizada ha sido la prueba Chi-cuadrado dos a dos, todos con todos. Letras diferentes indican la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$). Tamaño de las muestras: año 2015 $n=2113$, año 2016 $n=2988$, año 2017 $n=3170$.

2.2.1 Supervivencia global en la plantación de 2014:

Desglosando esta comparación en los rodales repoblados en 2014 y los repoblados en 2015, obtenemos diferencias significativas entre octubre de 2015, 2016 y 2017, pero no entre julio y octubre del 2015. En el caso de la plantación del 2014, la supervivencia pasa de aproximadamente 75,5% en 2015 a 70,80% y 66,26% en 2016 y 2017, respectivamente (Figura 15).

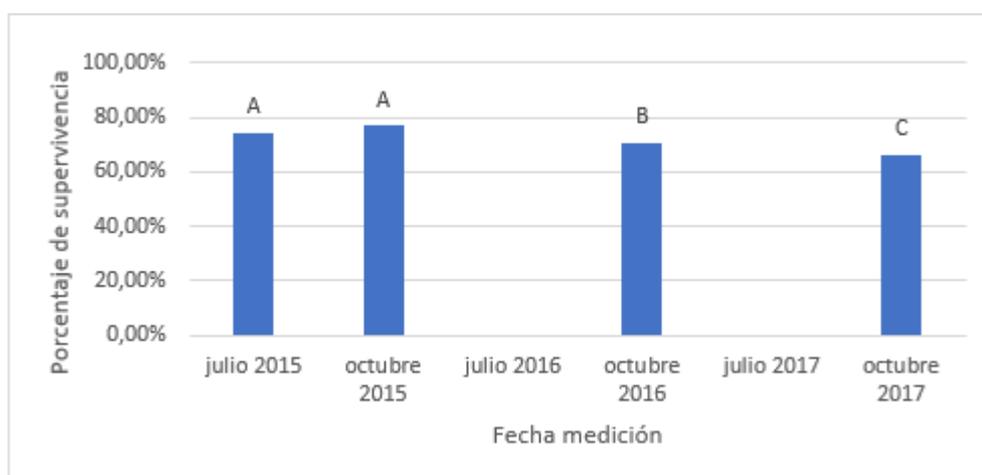


Figura 15. Supervivencia por años en la plantación de 2014, rodales 5, 10 y 13. Fuente: Elaboración propia.

La comparación realizada ha sido la prueba Chi-cuadrado dos a dos, todos con todos. Letras diferentes indican la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$). Tamaño de las muestras: julio 2015 $n=2131$, octubre 2015 $n=2113$, octubre 2016 $n=2581$, octubre 2017 $n=1650$.

2.2.2 Supervivencia global en la plantación de 2015:

En el caso de la plantación del 2015, la supervivencia disminuye significativamente de un 96,01% a un 75,71% y a un 63,67% en julio del 2016, octubre del 2016 y octubre del 2017, respectivamente (**Figura 16**).

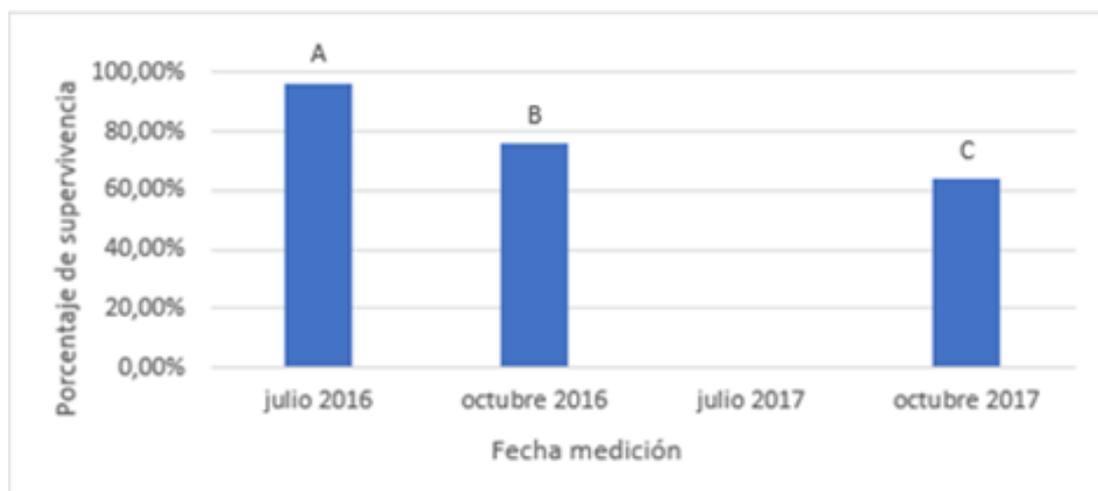


Figura 16. Supervivencia por años en la plantación de 2015, rodales 9 y 13'. Fuente: Elaboración propia.

La comparación realizada ha sido la prueba Chi-cuadrado dos a dos, todos con todos. Letras diferentes indican la existencia de diferencias significativas ($p \leq 0,05$). Tamaño de las muestras: julio 2016 $n=903$, octubre 2016 $n=947$, octubre 2017 $n=980$.

2.3 Supervivencia por especies en el área de estudio:

En 2017, *S. domestica* y *P. sylvestris* mostraron, con un 55,46% y 58,01% respectivamente, las menores tasas de supervivencia entre todas las especies. *P. sylvestris* evidenció diferencias significativas con respecto a todas las demás especies a excepción de *S. domestica*, la cual, a su vez, no obtuvo diferencias con *A. monspessulanum*. Destacan *J. phoenicea*, *J. oxycedrus* y *C. monogyna* con tasas de supervivencia por encima del 90% sin diferencias significativas entre ellas, pero sí con todas las demás (**Figura 17**).

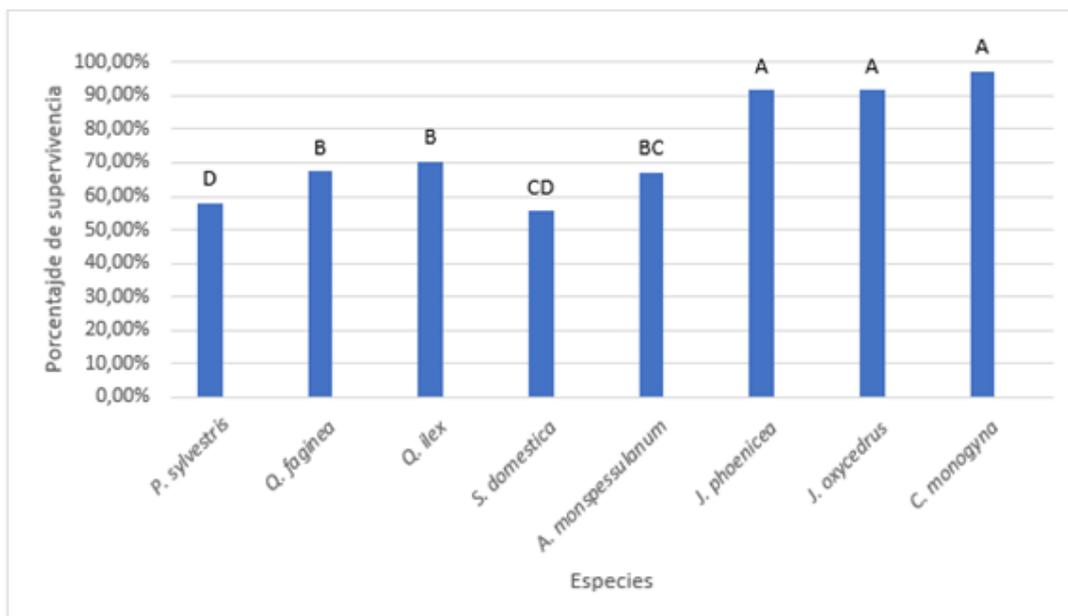


Figura 17. Supervivencia por especies en 2017 para las plantaciones de 2014 y 2015. Fuente: Elaboración propia.

La comparación realizada ha sido la prueba Chi-cuadrado dos a dos, todos con todos. Letras diferentes indican la existencia de diferencias significativas ($p \leq 0,05$). Tamaño de las muestras: *P. sylvestris* $n=1005$, *Q. faginea* $n=1166$, *Q. ilex* $n=568$, *S. domestica* $n=119$, *A. monspessulanum* $n=137$, *J. phoenicea* $n=95$, *J. oxycedrus* $n=24$, *C. monogyna* $n=38$.

Al igual que con la supervivencia global en el área de estudio, a continuación se presenta la evolución de la supervivencia a lo largo de las mediciones de cada especie, desglosadas en las presentes en la plantación de 2014, y las presentes en la de 2015.

2.3.1 Supervivencia por especies en la plantación de 2014:

La supervivencia del *P. sylvestris* de la plantación de 2014 presenta diferencias significativas entre julio y octubre del 2015, donde disminuye de 88,24% a 83,67%, y entre octubre del 2015 y octubre del 2016, donde lo hace hasta el 69,07% (Tabla 4).

La supervivencia del *Q. faginea* de la plantación de 2014 presenta diferencias significativas entre octubre del 2016 y octubre del 2017, donde disminuye de 76,80% a 64,82% (Tabla 4).

La supervivencia del *Q. ilex* de la plantación de 2014 presenta diferencias significativas entre octubre del 2015 y octubre del 2016, donde aumenta de 56,62% a 66,48% (Tabla 4).

La supervivencia del *S. domestica* de la plantación de 2014 presenta diferencias significativas entre julio del 2015 y octubre del 2015, donde disminuye de 97,01% a 80,30%, y entre octubre del 2015 y octubre del 2016, al caer al 53,76% (Tabla 4).

La supervivencia del *A. monspessulanum* de la plantación de 2014 presenta diferencias significativas entre julio del 2015 y octubre del 2015, al disminuir de 96,88% a 81,54%, y octubre del 2015 y octubre del 2016, donde lo hace hasta 61,64% (Tabla 4).

Plantación 2014, RODALES 5, 10 y 13							
<i>Pinus sylvestris</i>							
Julio 2015		Octubre 2015		Octubre 2016		Octubre 2017	
Supervivencia	n	Supervivencia	n	Supervivencia	n	Supervivencia	n
88,24%	731	83,67%	698	69,07%	679	73,07%	646
S		S		N/S			
<i>Quercus faginea</i>							
72,27%	851	73,97%	899	76,80%	832	64,82%	938
N/S		N/S		S			
<i>Quercus ilex</i>							
56,10%	418	56,62%	385	66,48%	122	61,22%	441
N/S		S		N/S			
<i>Sorbus domestica</i>							
97,01%	67	80,30%	66	53,76%	93	48,68%	76
S		S		N/S			
<i>Acer monspessulanum</i>							
96,88%	64	81,54%	65	61,64%	73	71,91%	89
S		S		N/S			

Tabla 7. Supervivencia y tamaño muestral del muestreo de la plantación de 2014, año 2017. Fuente: Elaboración propia.

La comparación realizada ha sido la prueba Chi-cuadrado dos a dos, cada medición con la siguiente. Letras diferentes indican la existencia de diferencias significativas ($p \leq 0,05$). La letra "S" indica la existencia de diferencias significativas ($p \leq 0,05$), "N/S" lo contrario ($p > 0,05$).

2.3.2 Supervivencia por especies en la plantación de 2015:

La supervivencia del *P. sylvestris* de la plantación de 2015 presenta diferencias significativas entre julio y octubre del 2016, donde disminuye de 91,70% a 37,29% (Tabla 5).

La supervivencia del *Q. faginea* de la plantación de 2015 presenta diferencias significativas entre julio y octubre del 2016, donde disminuye de 97,92% a 91,88%, y entre octubre del 2016 y octubre del 2017, donde lo hace hasta el 78,95% (Tabla 5).

La supervivencia del *Q. ilex* de la plantación de 2015 presenta diferencias significativas entre julio y octubre del 2016, donde cae 6 puntos de 98,11% a 92,00% (Tabla 5).

La supervivencia del *S. domestica* de la plantación de 2015 presenta diferencias significativas entre octubre del 2016 y octubre del 2017, donde disminuye de 97,14% a 67,44 (Tabla 5).

La supervivencia del *A. monspessulanum* de la plantación de 2015 presenta diferencias significativas entre octubre del 2016 y octubre del 2017, al caer de un 97,30% a un 58,33% (Tabla 5).

La supervivencia del *J. phoenicea* de la plantación de 2015 presenta diferencias significativas entre octubre del 2016 y octubre del 2017, al caer de un 98,08% a un 91,58% (Tabla 5).

La supervivencia del *J. oxycedrus* de la plantación de 2015 no presenta diferencias significativas entre ninguna de sus mediciones, superando el 90% de supervivencia en todas ellas (**Tabla 5**).

La supervivencia del *C. monogyna* de la plantación de 2015 tampoco presenta diferencias significativas entre sus mediciones, superando en todas ellas el 94% de supervivencia (**Tabla 5**).

Plantación 2015, RODALES 9 y 13'											
<i>Pinus sylvestris</i>						<i>Acer monspessulanum</i>					
Julio 2016		Octubre 2016		Octubre 2017		Julio 2016		Octubre 2016		Octubre 2017	
Supervivencia	n	Supervivencia	n	Supervivencia	n	Supervivencia	n	Supervivencia	n	Supervivencia	n
91,70%	277	37,29%	303	30,92%	359	100,00%	40	97,30%	37	58,33%	48
S		N/S				N/S		S			
<i>Quercus faginea</i>						<i>Juniperus phoenicea</i>					
Julio 2016		Octubre 2016		Octubre 2017		Julio 2016		Octubre 2016		Octubre 2017	
97,92%	192	91,88%	197	78,95%	228	98,91%	92	98,08%	104	91,58%	95
S		S				N/S		S			
<i>Quercus ilex</i>						<i>Juniperus oxycedrus</i>					
Julio 2016		Octubre 2016		Octubre 2017		Julio 2016		Octubre 2016		Octubre 2017	
98,11%	159	92,00%	175	89,66%	145	98,00%	50	95,12%	41	91,67%	24
S		N/S				N/S		N/S			
<i>Sorbus domestica</i>						<i>Crataegus monogyna</i>					
Julio 2016		Octubre 2016		Octubre 2017		Julio 2016		Octubre 2016		Octubre 2017	
97,56%	41	97,14%	35	67,44%	43	94,23%	52	96,23%	53	97,37%	38
N/S		S				N/S		N/S			

Tabla 8. Supervivencia y tamaño muestral del muestreo de la plantación de 2015, año 2017. Fuente: Elaboración propia.

La comparación realizada ha sido la prueba Chi-cuadrado dos a dos, cada medición con la siguiente. Letras diferentes indican la existencia de diferencias significativas ($p \leq 0,05$). La letra "S" indica la existencia de diferencias significativas ($p \leq 0,05$), "N/S" lo contrario ($p > 0,05$).

2.4 Supervivencia por unidades ambientales en el área de estudio:

En cuanto a la comparación de la supervivencia global de las unidades ambientales importadoras frente a las exportadoras del área de estudio por años, se observan diferencias significativas tanto en el 2016, con un 75,14% en importadoras frente a un 70,75% en exportadoras, como en el 2017, con un 69,86% frente a un 62,58%, respectivamente. No se observaron, sin embargo, diferencias en el año 2015 (**Figura 18**).

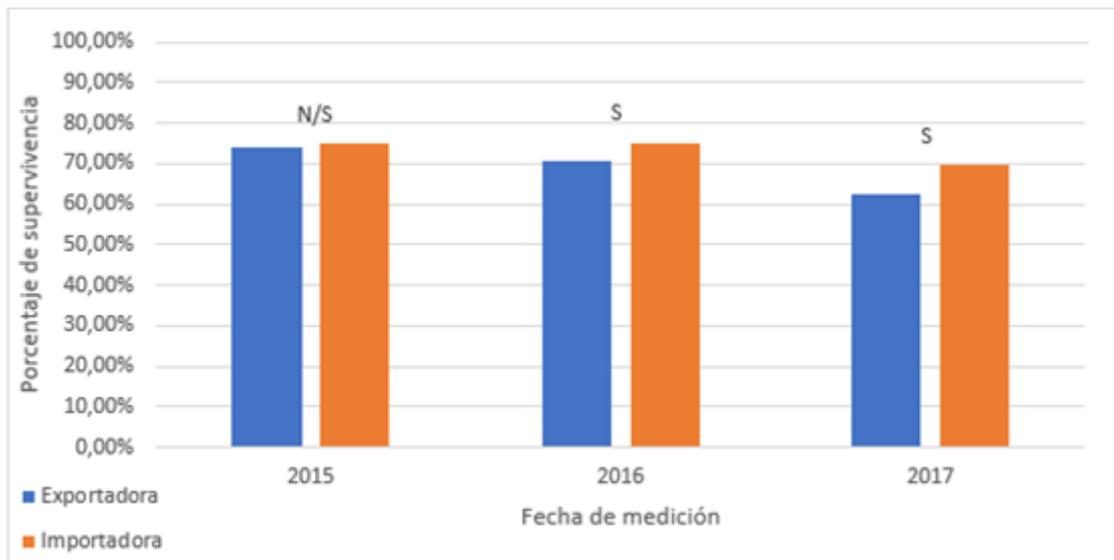


Figura 18. Supervivencia de las unidades ambientales importadoras frente a las exportadoras en el área de estudio.
Fuente: Elaboración propia.

La comparación realizada ha sido la prueba Chi-cuadrado dos a dos entre las unidades ambientales importadoras y exportadoras de cada año. La letra "S" indica la existencia de diferencias significativas ($p \leq 0,05$), "N/S" lo contrario ($p > 0,05$). Tamaño de las muestras: año 2015 $n=2113$, año 2016 $n=2988$, año 2018 $n=3170$.

2.4.1 Supervivencia por unidades ambientales en la plantación de 2014:

En cuanto a las unidades ambientales plantadas en 2014, se observaron diferencias significativas en julio del 2015, octubre del 2016 y octubre del 2017.

En la primera medición, la tasa de supervivencia de las unidades exportadoras fue mayor que la de las importadoras, con un 78,4% frente a un 74,36%. Esto no ocurrió en las otras dos, pues en octubre del 2016 se impusieron las importadoras con un 74,49% frente a un 67,99% de las exportadoras, en octubre del 2017 ocurrió lo mismo con un 69,29% y un 63,87%, respectivamente (**Figura 19**).

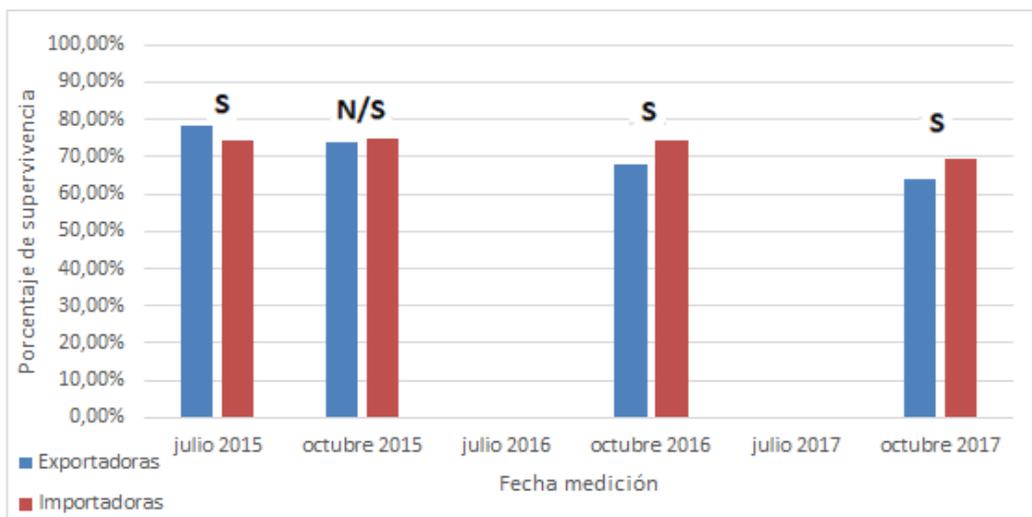


Figura 19. Supervivencia de las unidades ambientales importadoras frente a las exportadoras en la plantación de 2014. Fuente: Elaboración propia.

La comparación realizada ha sido la prueba Chi-cuadrado dos a dos entre las unidades ambientales importadoras y exportadoras de cada año. La letra "S" indica la existencia de diferencias significativas ($p \leq 0,05$), "N/S" lo contrario ($p > 0,05$). Tamaño de las muestras: julio 2015 imp. $n=862$, exp. $n=1269$, octubre 2015 imp. $n=919$, exp. $n=1194$, octubre 2016 imp. $n=882$, exp. $n=1159$, octubre 2017 imp. $n=961$, exp. $n=1226$.

2.4.2 Supervivencia por unidades ambientales en la plantación de 2015:

Las unidades ambientales plantadas en 2015 mostraron diferencias significativas solo en octubre del 2017, donde las unidades importadoras sobrevivieron un 71,78% y las exportadoras un 60,32% (Figura 20).

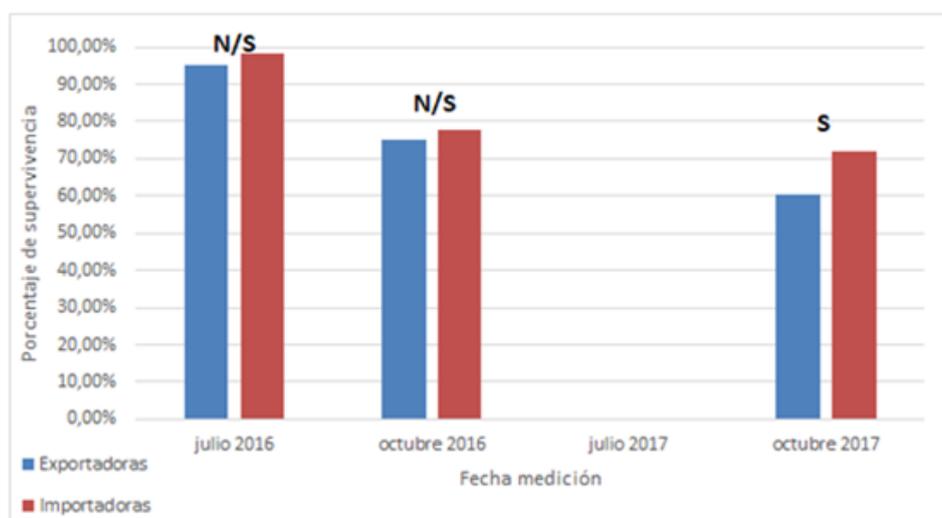


Figura 20. Supervivencia de las unidades ambientales importadoras frente a las exportadoras en la plantación de 2015. Fuente: Elaboración propia.

La comparación realizada ha sido la prueba Chi-cuadrado dos a dos entre las unidades ambientales importadoras y exportadoras de cada año. La letra "S" indica la existencia de diferencias significativas ($p \leq 0,05$), "N/S" lo contrario ($p > 0,05$). Tamaño de las muestras: julio 2016 imp. $n=193$, exp. $n=710$, octubre 2016 imp. $n=212$, exp. $n=735$, octubre 2017 imp. $n=285$, exp. $n=693$.

2.4.3 Supervivencia por unidades ambientales en el área de estudio según especies:

La contrastación de las diferentes especies entre sí, en función de si se encontraban en unidades ambientales exportadoras o importadoras, muestra diferencias en el *P. sylvestris* y *Q. faginea*. La supervivencia del pino fue del 69,34% en las zonas importadoras y del 51,95% en las exportadoras. La de *Q. faginea*, por otro lado, fue del 66,67% frente al 54,30%. En ambos casos el éxito es mayor en las zonas importadoras (**Figura 21**).

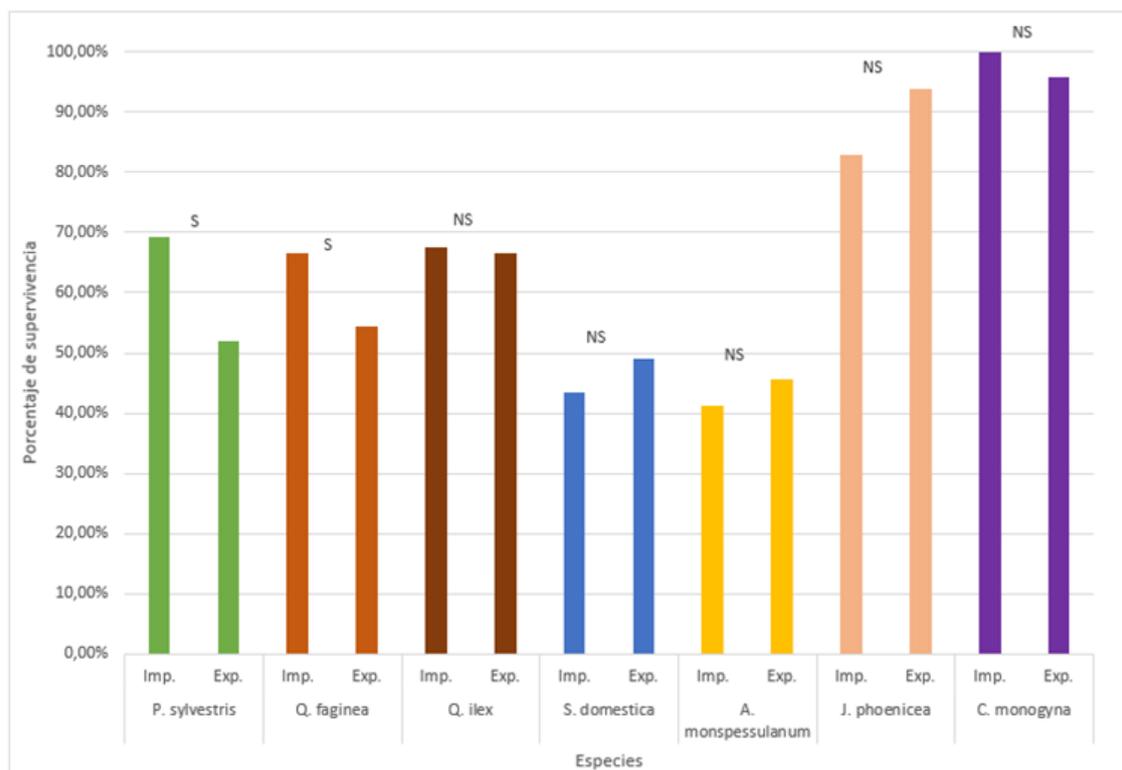


Figura 21. Supervivencia entre especies según su localización en unidades ambientales importadoras o exportadoras, año 2017. Fuente: Elaboración propia.

La comparación realizada ha sido la prueba Chi-cuadrado dos a dos, importadoras contra exportadoras de cada especie. La letra "S" indica la existencia de diferencias significativas ($p \leq 0,05$), "N/S" lo contrario ($p > 0,05$). Tamaño de las muestras: *P. sylvestris* imp. $n=287$, exp. $n=718$, *Q. faginea* imp. $n=492$, exp. $n=674$, *Q. ilex* imp. $n=387$, exp. $n=299$, *S. domestica* imp. $n=62$, exp. $n=57$, *A. monspessulanum* imp. $n=80$, exp. $n=57$, *J. phoenicea* imp. $n=29$, exp. $n=66$, *J. oxycedrus* imp. $n=0$, exp. $n=24$, *C. monogyna* imp. $n=14$, exp. $n=24$.

2.5 Supervivencia por altitud en el área de estudio:

La división del área de estudio según la altitud, mostró una diferencia significativa en la supervivencia global de especies, beneficiándose las situadas más abajo con un 68,48% frente a un 63,34% de las más altas (**Figura 22**).

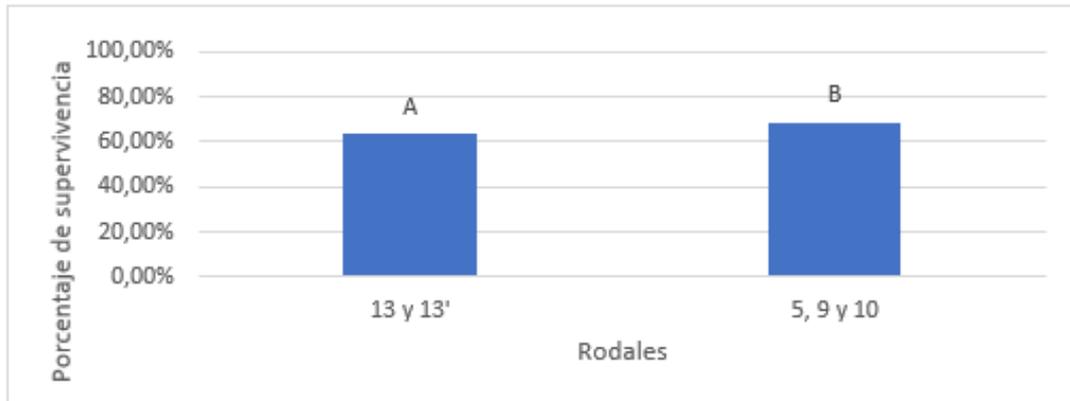


Figura 22. Supervivencia del área de estudio según la latitud. Fuente: Elaboración propia.

La comparación realizada ha sido la prueba Chi-cuadrado entre el grupo de los Rodales 13 y 13' y el de los Rodales 5, 9 y 10. Letras diferentes indican la existencia de diferencias significativas ($p \leq 0,05$). Tamaño de las muestras: Rodales 13 y 13' $n=1863$, Rodales 5, 9 y 10 $n=1307$.

2.6 Supervivencia por rodales en el área de estudio:

En el año 2017, el rodal con mayor tasa de supervivencia fue el 9 con un 91,39% y mostrando diferencias significativas con todos los demás. Por el contrario, los rodales 5 y 13' ocuparon los puestos más bajos, con 47,84% y 51,33% respectivamente, dejando a los rodales 10 y 13 las posiciones medias, con supervivencias de en torno al 70% (Figura 23).

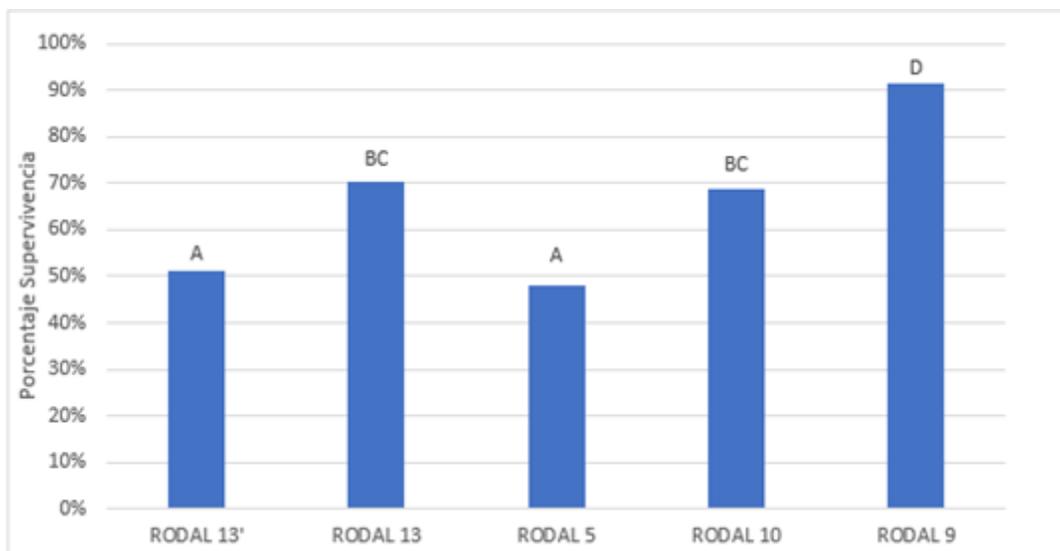


Figura 23. Supervivencia de los rodales en el área de estudio, año 2017. Fuente: Elaboración propia.

La comparación realizada ha sido la prueba Chi-cuadrado dos a dos, todos con todos. Letras diferentes indican la existencia de diferencias significativas ($p \leq 0,05$). Tamaño de las muestras: Rodal 13' $n=678$, Rodal 13 $n=1185$, Rodal 5 $n=347$, Rodal 10 $n=658$, Rodal 9 $n=302$.

3. DISCUSIÓN

Una repoblación forestal de calidad es aquella que, instalada en el lugar adecuado y con la superficie adecuada, tiene asignada una función preferente y, pasado el tiempo y tras haber sobrevivido y haberse desarrollado adecuadamente con los tratamientos de mejora necesarios, cumple los fines que se le asignaron y contribuye a la multifuncionalidad y al bienestar del conjunto de la sociedad y al desarrollo rural (Serrada *et al.*, 2005).

Para que una repoblación forestal sea exitosa, es clave la superación, por parte de las plantas, de la primera fase: la de establecimiento. Durante su periodo, variable, aunque normalmente inferior a dos años, es especialmente crítico el primero, en el cual el plantón debe retomar sus funciones vitales de absorción de agua y nutrientes, estableciendo para ello contacto entre sus raíces y el suelo (Margolis y Brand, 1990; Navarro *et al.*, 2006). Debido a esto, los factores que afecten al estado hídrico de la planta en el momento de su plantación, serán decisivos para su supervivencia inicial (Burdet, 1990; Heiskanen y Rikala, 2000).

Una vez establecida, lo esperado para calificar una plantación de exitosa es que los plantones muestren un crecimiento y desarrollo adecuados a las condiciones de la estación y a la capacidad de la especie, tradicionalmente cuantificado en dos términos: supervivencia y crecimiento (Navarro *et al.*, 2006).

Para South (2000), los factores que afectan a la fase de establecimiento de una planta son, en orden de importancia: las condiciones ambientales, el manejo de la planta, su morfología, su fisiología y factores genéticos.

Según Grossnickle (2000), es posible que el estrés hídrico sufrido por la planta tras el trasplante no cause su muerte inmediata, suponiendo un importante paso en el establecimiento de la misma. Sin embargo, los ambientes mediterráneos como el de este trabajo, caracterizados por una acusada sequía estival, concentran la mayor mortalidad en esta época (Vilagrosa *et al.*, 1997a; Maestre *et al.*, 2003a). La supervivencia se correlaciona negativamente con la evapotranspiración acumulada hasta el mes de junio y positivamente con la precipitación estival (junio, julio y agosto) (del Campo, 2002).

Navarro (2006) estudió los diferentes factores que influyen en el éxito de una población, y definió los siguientes: la calidad de la planta plantada, las condiciones meteorológicas, las condiciones edáficas, los procedimientos de preparación del terreno, el control de la vegetación herbácea, y la heterogeneidad espacial.

Esta importancia del agua para la supervivencia de los brinzales, especialmente en el estiaje del primer año de plantación, fue la que llevó tanto a Edo (2016) como a Fernández (2017) a realizar y comparar mediciones antes y después de verano de sus respectivos años de plantación. Sin embargo, ha sido la necesidad de evaluaciones a medio o largo plazo de proyectos de gran escala, junto con la importancia de crear

bases de datos que permitan mejorar futuras actuaciones de restauración (Cortina *et al.*, 2006), lo que ha impulsado la realización de este TFG, el cual supone el tercer año de seguimiento y pretende, mediante la compilación de datos anteriores y la creación de una hoja Excel común, sentar las bases para continuar con el seguimiento.

Además, a diferencia de los trabajos elaborados por mis compañeros en la zona, este año solo se ha realizado el seguimiento de la supervivencia, ignorando el crecimiento. Esto ha sido debido, principalmente, a los distintos errores de muestreo cometido al medir las diferentes especies, sobre todo las sembradas con tubex pues todavía son pequeñas. Por otro lado, la cada vez mayor extensión de terreno sobre el cual realizar el seguimiento, impide la medición de ambas variables en el marco de un TFG.

Por último, todos los trabajos tienen en común el estudio tanto de la climatología como de la heterogeneidad espacial, al haber dividido las unidades ambientales en importadoras y exportadoras, pero no de los demás factores influyentes según Navarro (2006), descritos anteriormente. A pesar de que estos son los predominantes (Segura, 2011) es de vital importancia comprender las limitaciones de las conclusiones de este trabajo, pues se están ignorando muchos factores e interacciones entre ellos debido a su complejidad.

La supervivencia del conjunto del área de estudio en 2017 ha sido de un 65,46% (Figura 13), con una diferencia significativa de aproximadamente 7 puntos por debajo de las de 2015 y 2016, sin diferencias entre sí. A esta diferencia ha contribuido, especialmente, la caída de 12 puntos (de 75,71% en octubre del 2016 a 63,67% en octubre del siguiente año) registrada en la plantación de 2015 en su segundo año (**Figura 14**).

Para intentar determinar qué especies han sido las causantes de este cambio, se ha analizado la supervivencia según especies y año de plantación: en el caso de la plantación realizada en 2014, no mostró diferencias entre octubre del 2016 y octubre del 2017 más que para el *Q. faginea*, que cayó de un 76,80% a un 64,82% (**Tabla 4**); por otro lado, en la plantación realizada en 2015, aparecen diferencias entre más especies a parte del *Q. faginea*, que pasó de un 91,88% a un 78,95%, como la del *S. domestica* (de 97,14% a 67,44%), la del *A. monspessulanum* (de 97,30% a 58,33%) y la del *J. phoenicea* (del 98,08% a 91,58%) (**Tabla 5**). De estas cuatro especies, todas menos la última están presentes solo en el Rodal 13' localizado a 1.450 m de altitud en el entorno de Majalinos. En este rodal existe una gran diferencia en el número de huecos contados en 2017 con respecto a la medición realizada en 2016, lo que eleva su mortalidad. Lo más probable es, por tanto, que parte de esta disminución de la supervivencia se deba a un error en el muestreo.

La evolución de las dos plantaciones (2014 y 2015) en su segundo año de vida ha sido desigual. La plantación de 2014 experimentó una tasa de mortalidad en torno al 6% (**Figura 15**) en tanto que la del 2015 del 12% (**Figura 16**). Para explorar la posible relación de la precipitación o de la temperatura con las diferencias de mortalidad registradas se ha elaborado la Figura 23, cuyo eje de ordenadas representa la diferencia de la precipitación de cada mes respecto a la mediana calculada entre 1981

y 2010, siendo los valores cercanos al 0 los más húmedos y los más próximos a 100 los más secos, la **Figura 24**, que representa la precipitación diaria en los veranos de 2016 y 2017, y la **Figura 25**, con las temperaturas máximas y mínimas de estos dos veranos. Inesperadamente, se aprecia que el verano de 2017 –con mayor mortalidad de la plantación de 2015- fue más húmedo que el de 2016, (189,4 y 85 mm de precipitación acumulada, respectivamente) y con temperaturas medias máximas y mínimas similares (28,21°C - 12,51°C y 27,71°C - 12,83°C, respectivamente) (**Figura 26**). La media anual de diferencia con respecto a la mediana (**Figura 24**) fue similar en ambos años, siendo algo más húmedo el 2017.

La supervivencia de la plantación de 2014 en su tercer año se sitúa en el 66,26%, cayendo cuatro puntos y medio con respecto a su segundo año (**Figura 15**). Es de esperar que, tras los dos primeros años y superada la fase de establecimiento, la mortalidad fuese cada vez menor. Sin embargo, esta caída es similar a la que se registró de 2015 a 2016, donde pasó de 75,5% a 70,8% (**Figura 15**). Este resultado tiene sentido unido al anterior -en el que se observa más mortalidad en el segundo año de la plantación de 2015 que en el segundo año de la plantación de 2014- pues tienen en común el verano del 2017, más húmedo y con temperaturas muy similares, pero con menor éxito en ambas plantaciones.

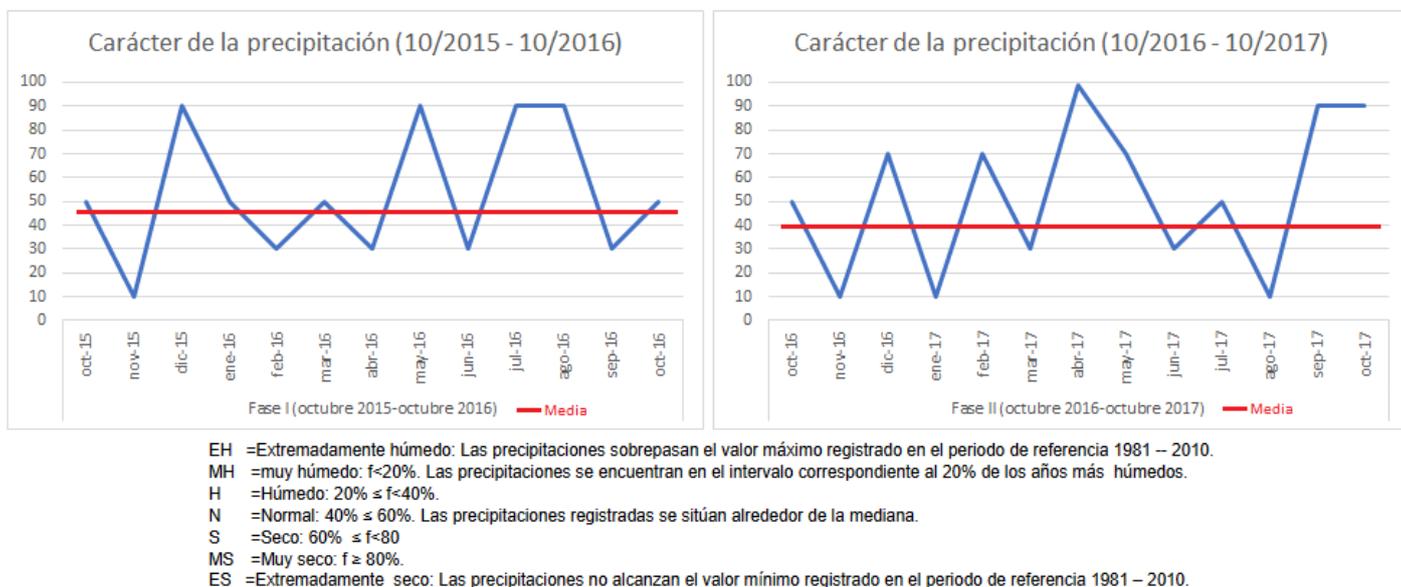


Figura 24. Carácter de la precipitación, años 2016 y 2017. Fuente: Agencia Estatal de Meteorología, elaboración propia.

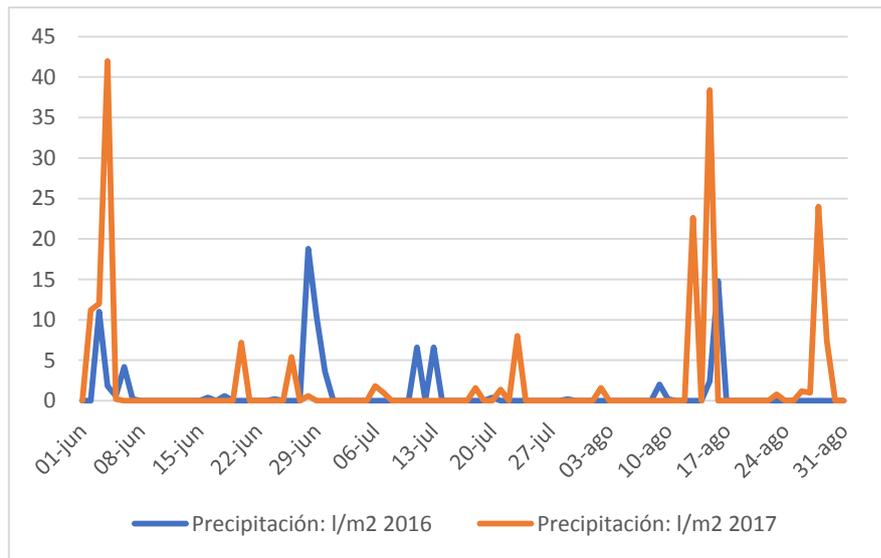


Figura 25. Precipitación acumulada en los veranos de 2016 (85 mm) y 2017 (189,4 mm). Fuente: Agencia Estatal de Meteorología, elaboración propia.

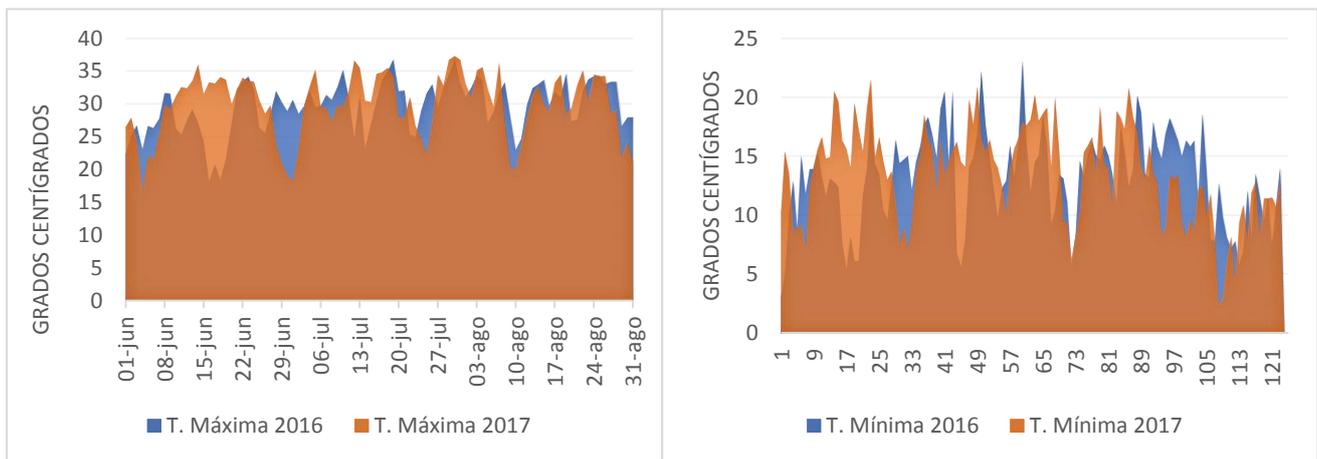


Figura 26. Temperaturas máximas y mínimas en los veranos de 2016 y 2017. Fuente: Agencia Estatal de Meteorología, elaboración propia.

En cuanto a la supervivencia por especies en toda el área de estudio, se podrían hacer tres grupos diferentes significativamente: *J. phoenicea*, *J. oxycedrus* y *C. monogyna*, con supervivencias superiores al 90%; *Q. faginea* y *Q. ilex*, que rondan el 70% y *P. sylvestris* y *S. domestica*, con un 55,46% y un 58,01% respectivamente. *A. monspessulanum* se muestra entre los dos últimos grupos, con un 67,15% (Figura 17). La supervivencia más elevada de los dos *Juniperus* y de *Crataegus* se puede explicar porque corresponde a un periodo de vida de 2 años frente a los 3 de las otras especies. Las tasas de supervivencia más bajas de *P. sylvestris* y *Q. faginea* se analizan más adelante.

Al comparar la supervivencia de las unidades ambientales importadoras frente a las exportadoras en el conjunto del área de estudio de cada año (Figura 18), se observaron diferencias entre ellas tanto en 2016 como en 2017, donde las unidades importadoras sobrevivieron más (un 5 y un 7%, respectivamente). Entendiendo las limitaciones de nuestro estudio, en el cual solo se han tenido en cuenta dos variables (climatología y heterogeneidad), este resultado nos conduce a pensar que la mayor

disponibilidad de agua en las geofformas importadoras, influye positivamente en las tasas de supervivencia de sus especies.

El efecto del carácter importador/exportador de las formas de relieve es especialmente relevante en el caso de *P. sylvestris* y *Q. faginea* (**Figura 21**), las dos únicas especies que mostraron diferencias significativas entre sus supervivencias según estuviesen en unidades ambientales importadoras o exportadoras de recursos. Esta diferencia fue de algo más de 17 puntos en el caso del pino (69,34% frente a 51,95%), y de 12 en quejigo (66,67% frente a 54,30%). Este dato apunta a que ambas especies han sido especialmente sensibles en estos años a la disponibilidad de agua.

Al comparar la supervivencia de los rodales situados a mayor altitud (13 y 13', en el puerto de Majalinos) con los situados a menor (5, 9 y 10, cercanos al Cabezo del Hierro) (**Figura 22**), se observó un 5% de diferencia (63,34% frente a 68,48%, respectivamente). La diferencia de altitud, de unos 250 m.s.n.m., supone un descenso en la temperatura y precipitaciones entre la estación de Majalinos y la de La Mezquitilla (cercana al Cabezo del Hierro), tal y como se observa en las temperaturas medias mensuales y en el régimen mensual de precipitaciones, descritos en el apartado de climatología de material y métodos (**Figura 6 y 7**).

Estas diferencias tienen especial importancia en el caso del *P. sylvestris* del Rodal 13', pues es la unidad ambiental "[Exportadora] Ladera de solana" la que peores resultados ha presentado (**Anexo 1**), con mortalidades que varían entre el 69 y el 88% en todas las parcelas. Agentes de Protección de la Naturaleza e ingenieros del Servicio Provincial de Medio Ambiente comentan la aparición, cada vez a mayor altura, de *P. sylvestris*, así de cómo la disponibilidad de agua es un factor que está afectando negativamente a esta especie en los últimos años en el Sistema Ibérico turolense, posiblemente fruto del cambio climático: esto hace que, en zonas como Majalinos, les falte altura en el monte para seguir subiendo y, por lo tanto, tenga limitaciones en las condiciones ambientales -cada vez más secas- a pesar de estar en dentro de su área habitual de distribución. Además, Pina (2017), en su estudio sobre la regeneración de este pino en la misma zona, concluyó con que las zonas exportadoras y las situadas en solana influían negativamente a esta especie, debido a la escasez de recursos hídricos. Por tanto, una hipótesis a este escaso éxito de supervivencia, es que coincidan varias circunstancias desfavorables para el establecimiento y desarrollo de este pino.

Por último, la comparación de la supervivencia por Rodales (**Figura 23**) mostró tres grupos diferentes entre sí: el Rodal 9, con un 91,39% de supervivencia, que destaca sobre los demás; seguidamente, los Rodales 13 y 10, cercanos al 70% y, por último, el 13' y el 5, rondando el 50%.

La alta mortalidad del Rodal 13' ha quedado explicada anteriormente tanto en el posible error de muestreo de *Q. faginea*, *S. domestica* y *A. monspessulanum*, como en la baja tasa de establecimiento del *P. sylvestris* debido a un conjunto de circunstancias desfavorables.

En el caso del Rodal 5, Edo (2016) la asoció al encharcamiento observado en numerosos plántones de *Q. ilex*, cuyo origen se encuentra en el agua de escorrentía proveniente de una pista forestal.

Los dos años de seguimiento del Rodal 9 podrían ser la causa de que destaque sobre los demás, que tienen todos tres menos el 13'. Además, dos años seguidos de precipitaciones abundantes en los meses de estiaje han ayudado a mantener una tasa de supervivencia tan alta.

4. CONCLUSIONES

1. La supervivencia del conjunto del área de estudio en 2017 ha sido de un 65,46%, 7 puntos por debajo de las registradas en 2015 y 2016, sin diferencias entre sí.
2. La evolución de las dos plantaciones (2014 y 2015) en su segundo año de vida ha sido desigual, siendo la mortalidad de la plantación del 2015. Dicha diferencia no puede atribuirse a falta de agua ni a diferencias de temperatura, pues el verano de 2017 registró el doble de precipitación que el de 2016 y las temperaturas fueron similares.
3. La supervivencia de la plantación de 2014 en su tercer año ha sido de un 66,26%, registrando una caída de 4 puntos y medio, muy similar a la producida entre su primer y segundo año y en contra de lo esperado, puesto que ya no se encuentra en la fase de establecimiento.
4. Las diferencias de supervivencia quedan sujetas a cierta incertidumbre, pues no han sido analizados todos los factores que influyen en ella. Las conclusiones 1) y 2) son muestra de ello, mostrando peores resultados en el año 2017 a pesar de haber sido más húmedo que el 2016.
5. Las supervivencias más elevadas entre especies fueron las de *Juniperus phoenicea*, *Juniperus oxycedrus* y *Crataegus monogyna*, todas por encima del 90%. Hay que tener en cuenta que estas especies se encuentran en su segundo año de medición, frente al tercero de las demás.
6. De entre las especies medidas en su tercer año, las supervivencias más altas fueron las de *Quercus faginea* y *Quercus ilex*, en torno al 70%. *Pinus sylvestris* y *Sorbus doméstica* se encuentran ligeramente por encima del 55%, siendo las más bajas.
7. Las unidades ambientales importadoras de recursos registraron una supervivencia de 7 puntos por encima de las exportadoras en el año 2017 (69,86% frente a un 62,58%) y de 5 en el 2016 (75,14% frente a un 70,75%).
8. Las especies que más se benefician de su la localización en zonas importadoras son *Pinus sylvestris* y *Quercus faginea*, registrando respectivamente supervivencias de 17 y 12 puntos más con respecto a si se sitúan en zonas exportadoras.
9. La supervivencia de los rodales situados a mayor altitud (13 y 13', en el puerto de Majalinos) tuvieron una tasa de éxito 5 puntos por debajo de los situados a menor altitud (5, 9 y 10, cercanos al Cabezo del Hierro), los cuales, según la estación de La Mezquitilla, tienen más precipitaciones y temperaturas más suaves.

10. La unidad ambiental con mayor tasa de mortalidad (de 69 a 88%) fue “Ladera de solana”, de carácter exportador, situada en el Rodal 13’ y en la que solo hay plantados *Pinus sylvestris*. El ambiente, cada vez más seco debido al cambio climático, y su imposibilidad de seguir ascendiendo, pues se encuentra en el punto más alto, parecen ser las causas de su escaso éxito, además de las características de la ladera.
11. En la medición del 2017 se observan diferencias entre rodales, destacando por su alta tasa de mortalidad el número 13’ (47,84%), debido a el problema con *Pinus sylvestris* y a un posible error de muestreo y el número 5 (51,33%), asociada por Edo (2016) a un encharcamiento.
12. En el otro extremo se sitúa el Rodal 9, con una tasa de supervivencia del 91,39%, posiblemente fruto de encontrarse en su segundo año y que ha tenido precipitaciones abundantes desde su plantación.

5. BIBLIOGRAFÍA

Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio para la transición ecológica.

Aguilar, D. (2017). Regeneración natural post-incendio del Pinus pinaster Aint. En el término municipal de La Zoma, Teruel. Escuela politécnica superior de Huesca. Universidad de Zaragoza.

Arianoutsou, M., Beard, J. S., Ferrés, L., Folch, R. y Tranaud, L. V. (1993): «La vida a les formacions escleròfil·les», en *Mediterrànies* (Folch, R. coord.). Barcelona, Edit. MAB, UNESCO, 64-109

Badía, D. y Martí, C. (2003). Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. *Arid Land Research and Management*. 17: 23-41

Bodí, M. B., Doerr, S. H., Mataix-Solera, J. y Cerdà, A. (2008). El papel del fuego en los ecosistemas terrestres. V Congreso «*La investigación ante la sociedad del conocimiento*». *Sostenibilidad y Medio Ambiente*. Escuela politécnica superior de Alcoi, UPV, 331-335.

Bodí, M. B., Doerr, S. H., Mataix-Solera, J. y Cerdà, A. (2012). Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*. 58: 33-35.

Bond, W. J., Woodward, F. I. y Midgley, G. F. (2004). The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*, nº 165, 525-538.

Bradshaw, A. D. (1984). Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape Planning*. 11:35-48.

Burdett, A.N. 1990. Physiological processes in plantation establishment and the development of specifications for forest planting stock. *Canadian Journal of Forest Research*. 20: 415-427.

Cerdà, A. (1993). Incendios forestales y estabilidad de los agregados. *Cuadernos de Geografía*. 53: 1-16.

Contratas Ancar S.L. (2013). Plan Director “Plantando Agua - Construyendo los montes del SXXI para un nuevo escenario de cambio climático y de cambios sociales en la comarca de las Cuencas Mineras (Teruel)”.

Cortina, J., Maestre, F. T., Vallejo, R., Baeza, M. J., Valdecantos, A. y Pérez-Devesa. M. (2006). Ecosystem structure, function and restoration success: Are they related?, en *Journal for Nature Conservation*. 14: 152,160.

Edo, A. (2016). Evaluación y seguimiento de la restauración ecológica desarrollada en los montes del municipio turolense de La Zoma tras el incendio de 2009. Escuela politécnica superior de Huesca. Universidad de Zaragoza.

el Campo, A.D. 2002. Régimen de cultivo, desarrollo en vivero, calidad de planta y respuesta al establecimiento en cuatro especies de frondosas mediterráneas. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba, 310 pp.

Enguita, G. (2017). Análisis histórico del balance de agua azul u agua verde en los montes del T. M. de La Zoma (Te) afectados por el incendio del año 2009. Escuela politécnica superior de Huesca. Universidad de Zaragoza.

Fernández, A. L. (2017). Análisis de la supervivencia y el crecimiento de la plantación forestal del año 2015 en los Montes de Utilidad Pública de La Zoma (Teruel). Escuela politécnica superior de Huesca. Universidad de Zaragoza.

Gargallo Saura, J. (2013). Plano n.º 6: Geología y edafología. En Plan director "Plantando Agua": Construyendo los montes del siglo XXI para un nuevo escenario de cambio climático y de cambios sociales en la comarca de las Cuencas Mineras (Teruel).

Grossnickle, S. (2000). Ecophysiology of Northern Spruce Species The Performance of Planted Seedlings. *NRC Research Press*.

Gutiérrez Elorza, M. (1985). La Geología y los Recursos Minerales de la provincia de Teruel. Teruel, IET.

Heiskanen, J., Rikala, R. (2000). Effects of peat-based container media on establishment of scots pine, Norway spruce and silver birch seedlings after transplanting in contrasting water conditions. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 15: 49-57.

Herranz, D., (2017). Evaluación de la plantación forestal durante el periodo 2014-2017 en los montes públicos de La Zoma (Teruel). Escuela politécnica superior de Huesca. Universidad de Zaragoza.

IBM Corp. (2013). IBM SPSS Statistics for Windows, Version 22.0. Armonk, NY: IBM Corp.

Instituto Aragonés de Estadística. Gobierno de Aragón. Recuperado el 15 de noviembre de 2018, de http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Institutos/InstitutoAragonesEstadistica/pcaxis/ci.Aplicacion_axis_PrecipitacionesTemperaturas.detalleDepartamento

Kutiel, P. (2006). Fire and ecosystem heterogeneity: A Mediterranean case of study. *Earth Surface Processes and Landforms*. 19: 187-194.

Kutiel, P. y Naveh, Z. (1987b). The effect of fire on nutrients in a pine forest soil. *Plant and Soil*. 104: 269-274.

Lloret, F. y Zedler, P. H. (2009). The effect of forest fire on vegetation, en *Fire effects on Soils and Restoration Strategies* (Cerdà, A. y Robichaud, P. R., coord.). Enfield, Edit. Science Publishers, 257-295.

Maestre, F.T., Cortina, J., Bautista, S., Bellot, J. y Vallejo, V.R. 2003a. Small-scale environmental heterogeneity and spatial-temporal dynamics of seedling establishment in a semiarid degraded ecosystem. *Ecosystems*. 6: 630-643.

Margolis, H.A, y Brand, D.G. (1990). An ecophysiological basis for understanding plantation establishment. *Can. J. For. Res.* 20: 375–390.

Mataix-Solera, J., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C. Y Moral, R. (2002). Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire*. 11: 107-114.

Navarro, R., del Campo, J.A., Cortina, J. (2006). Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de la planta. En J. Cortina, J.L. Peñuelas, J. Puértolas, R. Savé, A. Vilagrosa, Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos. (p. 31-46). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. Recuperado de <http://imem.ua.es/en/documentos/imem-files/research-articles/jordi-cortina/navarro-et-al-2006-book.pdf>

Neary, D. G., Klopatek, C., C., DeBano, L. F. y Ffolliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*. 122: 51-71.

Pausas, J. G. y Keeley, J. E. (2009). A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience*. 59: 593-601.

Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A. y Vallejo, R. (2008). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? – A review, en *International Journal of Wildland Fire*. 17: 713-723.

Peña, J. L., Cuadrat, J. M., y Sánchez, M. (2002). El clima de la provincia de Teruel. Cartilla turolense, Instituto de Estudios Turolenses (CSIC), Teruel.

Pina, V. (2017). Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaja-Ejolve (2009), en el T.M. de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control. Escuela politécnica superior de Huesca. Universidad de Zaragoza.

Pyne, S. (2001). Fire, a brief history. *British museum press, London*.

Raison, R. J., Khanna, P. K., Jacobsen, K., L. S., Romanya, J. y Serrasoles, I. (2009). Effect of fire on forest nutrient cycles, en *Fire effects on soils and restoration strategies* (Cerdà, A. y Robichaud, P. R., coord.). Enfield, Edit. Science Publishers, 225-256.

Segura Orenga, G. (2011). Desarrollo y aplicación práctica de una propuesta metodológica para el control integral y seguimiento de restauraciones forestales. (Trabajo de fin de máster). Valencia: Universidad Politécnica de Valencia.

Serrada Hierro, R., Navarro Cerrillo, R.M., Pemán García, J. (2005). La calidad de las repoblaciones forestales: una aproximación desde la silvicultura y la ecofisiología. *En Investigación Agraria: Sistema de Recursos Forestales* 14 (3), 462-481. Recuperado de Dialnet <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=1341371>

South, D.B. 2000. Planting morphologically improved pine seedlings to increase survival and growth. *Forestry and Wildlife Research Series* Nº 1. Alabama Agricultural Experiment Station. Auburn University, Alabama. 12 pp.

Vilagrosa, A., Seva, J.P., Valdecantos, A., Cortina, J., Alloza, J.A., Serrasolsa, I., Diego, V., Abril, M., Bellot, J., Vallejo, V. R. (1997). Plantaciones para la restauración forestal en la Comunidad Valenciana, en V.R. Vallejo Calzada, La Restauración de la Cubierta Vegetal en la Comunidad Valenciana (p. 435-548). CEAM.